

Produção intensiva de animais e serviços ambientais

Estratégias e indicadores



OBJETIVOS DE
DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL



***Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Suínos e Aves
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento***

DOCUMENTOS 211

Produção intensiva de animais e serviços ambientais Estratégias e indicadores

*Cláudio Rocha de Miranda
Cícero Juliano Monticelli
Alexandre Matthiensen
Milton Antônio Seganfredo*

Editores Técnicos

***Embrapa Suínos e Aves
Concórdia, SC
2020***

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Suínos e Aves
Rodovia BR 153 - KM 110
Caixa Postal 321
89.715-899, Concórdia, SC
Fone: (49) 3441 0400
Fax: (49) 3441 0497
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações
da Embrapa Suínos e Aves

Presidente
Marcelo Miele

Secretária-Executiva
Tânia Maria Biavatti Celant

Membros
Airton Kunz
Clarissa Silveira Luiz Vaz
Gerson Neudi Scheuermann
Jane de Oliveira Peixoto
Monalisa Leal Pereira

Supervisão editorial
Tânia Maria Biavatti Celant

Revisão de texto
Lucas Scherer Cardoso

Normalização bibliográfica
Claudia Antunes Arrieche

Tratamento das ilustrações
Lucas Scherer Cardoso e Vivian Fracasso

Projeto gráfico da coleção
Carlos Eduardo Felice Barbeiro

Editoração eletrônica
Vivian Fracasso

Foto da capa
Rodrigo Moro de Miranda

1ª edição
1ª impressão (2020): 300 tiragem

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Suínos e Aves

Produção intensiva de animais e serviços ambientais: estratégias e indicadores /
Cláudio Rocha de Miranda... [et al.]. - Concórdia : Embrapa Suínos e Aves,
2020.

365 p.; 22 cm. (Documentos / Embrapa Suínos e Aves, ISSN 01016245; 211).

1. Produção Animal. 2. Suinocultura. 3. Qualidade da Água. 4. Bacia Hidrográ-
fica. 5. Santa Catarina. 5. Agropecuária Sustentável. 6. Preservação Ambiental.
I. Miranda, Cláudio Rocha. II. Monticelli, Cícero Juliano. III. Matthiensen, Alexan-
dre. IV. Segnanfredo, Milton Antônio.

CDD 574.5248

Autores

Alexandre Matthiensen

Oceanólogo, doutor em Ciências Biológicas, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Andressa Aline Garbossa

Engenheira ambiental e sanitarista, especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho, Concórdia, SC

Celí Teresinha Araldi Favassa

Bióloga, mestra em Ciências da Saúde Humana, professora da Universidade do Contestado, Concórdia, SC

Cícero Juliano Monticelli

Engenheiro-agrônomo, mestre em Zootecnia, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Cláudio Rocha de Miranda

Engenheiro-agrônomo, doutor em Engenharia Ambiental, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Daniela Pedrassani

Médica-veterinária, doutora em Medicina Veterinária Preventiva, professora da Universidade do Contestado, Canoinhas, SC

Denilson Dortzbach

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, agente técnico da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Eduardo Lando Bernardo

Biólogo, Engenheiro sanitaria e ambiental, mestre em Desenvolvimento Regional, estudante de doutorado em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Elisângela Benedet da Silva

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciência do Solo, pesquisadora da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Elisete Ana Barp

Bióloga, doutora em Ciências: Ecologia, professora da Universidade do Contestado, Concórdia, SC

Evandro Carlos Barros

Engenheiro-agrônomo, mestre em Fisiologia Vegetal, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Evandro Spagnollo

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Everton Blainski

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia, pesquisador da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Gerson Conceição

Físico, doutor em Engenharia Ambiental, pesquisador da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Gladis Maria Backes Bühring

Engenheira-agrônoma, doutora em Extensão Rural, consultora em Biogás, Desenvolvimento e Extensão Rural, Panambi, RS

Guilherme Xavier de Miranda Junior

Engenheiro-agrônomo, mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, pesquisador da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Helga Cristina Fuhrmann Dinnebier

Engenheira sanitaria e ambiental, estudante de mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, RS

Ivan Luiz Zilli Bacic

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, agente técnico da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Jonatas Alves

Biólogo, estudante de doutorado em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Kamilla Bleil do Carmo

Bióloga, estudante de graduação em Medicina Veterinária do Instituto Federal Catarinense, Concórdia, SC

Kelly Cristina Gulatz

Bióloga, estudante de especialização em Educação Ambiental da Faculdade de Educação São Luís, Jaboticabal, SP

Letícia Aparecida Nascimento Ortigara

Bióloga, técnica de laboratório da BRF - Brasil Foods, Concórdia, SC

Letícia Paludo Vargas

Zootecnista, doutora em Extensão Rural, pós-doutoranda em Desenvolvimento Regional da Universidade do Contestado, Canoinhas, SC

Leonardo Guaresi

Engenheiro-agrônomo, Jaborá, SC

Ludmila Nascimento Machado

Engenheira-agrônoma, mestre em Agroecossistemas, estudante de doutorado em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Luiz Antônio Calvi Junior

Estudante de graduação em Engenharia ambiental e sanitária da Universidade do Contestado, Concórdia, SC

Mara Cristina Benez

Engenheira-agrônoma, doutora em Ciências em Ecologia e Desenvolvimento Sustentável, pesquisadora da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Marcos Venícios Novaes de Souza

Administrador, especialista em Agronegócios, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Mariane Spudeit Dal Pizzol

Estudante de graduação em Ciências Biológicas da Universidade do Contestado, técnica de laboratório da BRF - Brasil Foods, Concórdia, SC

Maurício Mello Petrucio

Biólogo, doutor em Ecologia e Recursos Naturais, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Milton Antônio Seganfredo

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Neide Armiliato

Bióloga, doutora em Biologia Celular e do Desenvolvimento, Concórdia, SC

Pahola Baptista Cassol

Graduanda em Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul, Chapecó, SC

Paulo Belli Filho

Engenheiro Sanitarista e Ambiental, doutor em Química Industrial e Ambiental, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Paulo Roger Lopes Alves

Engenheiro Agrônomo, doutor em Agronomia, professor da Universidade Federal da Fronteira Sul, Chapecó, SC

Rosemari Martini

Bióloga, especialista em Biologia, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Sinara Fernandes Parreira Ristow

Geógrafa, mestra em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental, consultora de geoprocessamento, licenciamento ambiental e planejamento territorial, Florianópolis, SC

Tainan Filipe da Silva

Biólogo, técnico de laboratório da BRF - Brasil Foods, Concórdia, SC

Vicente Celestino Pires Silveira

Médico-veterinário, doutor em Resource Management, professor da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

William Michelin

Engenheiro sanitaria e ambiental, mestre em Engenharia Química, estudante de doutorado em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Agradecimentos

O nosso primeiro agradecimento é dirigido à Embrapa, que viabilizou os recursos financeiros e todo o aporte material e humano para sua realização.

Agradecemos também às seguintes instituições que participaram da rede do projeto Avaliação de Indicadores e Estratégias para Valoração dos Serviços Ambientais em Bacias Hidrográficas com Produção Intensiva de Animais (SA-SuAve): Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina/Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina; Departamento de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina; Curso de Agronomia e Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus de Chapecó; Grupo de Estudo em Meio Ambiente da Universidade do Contestado - Campus Concórdia; Departamento de Pós-Graduação em Extensão Rural da Universidade Federal de Santa Maria.

Além dos agradecimentos institucionais, é mister um agradecimento especial aos seguintes revisores: Alexandre Matthiensen, Cícero Juliano Monticelli, Cláudio Rocha de Miranda, Eduardo Lando Bernardo, Estela de Oliveira Nunes, Evandro Carlos Barros, Franco Müller Martins, James Luiz Berto, Jorge Luis Mattias, Juliano Corulli Corrêa, Júlio Cesar Pascale Palhares, Letícia Paludo Vargas, Lucília Maria Parron Vargas, Marcelo Miele, Martha Mayumi Higarashi, Nádia Solange Schmidt e Paulo Augusto Esteves.

Agradecimento todo especial prestamos aos agricultores moradores da sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos (SBHLF), pois em todas as oportunidades receberam a equipe do projeto SA-SuAve com muita atenção, paciência e solicitude fornecendo dados e informações, bem como permitindo o acesso às suas propriedades para coleta de amostras de solo e água. Neste trabalho de diagnóstico também foi fundamental a colaboração da colega Magda Regina Mulinari, pelo auxílio nas coletas de campo e análises laboratoriais, e do colega Idair Pedro Piccinin o qual, graças a sua excelente relação com os agricultores das comunidades inseridas na área da SBHLF, facilitou as atividades de campo do projeto.

Expressamos especial reconhecimento à colega pesquisadora Rachel Bardy Prado, presidente do portfólio “Serviços Ambientais” da Embrapa, a qual prestou importante apoio à equipe do projeto e nos honrou com a apresentação da presente publicação.

Apresentação

Conciliar as demandas antrópicas pelos recursos naturais e a sua conservação, para serem usufruídos por gerações presentes e futuras, tem se evidenciado como um dos maiores desafios da humanidade. A abordagem de serviços ecossistêmicos tem sido bastante utilizada nas últimas décadas por possuir visão sistêmica e interdisciplinar, pela valorização dos serviços ambientais ao atribuir a eles um valor econômico e relacioná-los ao bem-estar humano e pela aproximação da ciência da tomada de decisão. Vem reforçar a importância em se levar em conta os recursos naturais na produção industrial e agropecuária, pois deixa clara a dependência da humanidade dos serviços prestados pelos ecossistemas.

O tema “serviços ecossistêmicos ou ambientais”, que são os benefícios da natureza para as pessoas, está cada vez mais presente nas agendas de governo e nos debates e iniciativas das organizações civis. Setores sem fins lucrativos e privados também vêm assimilando o conceito e passaram a integrá-lo em suas rotinas, processo de produção e tomada de decisão. Desta forma, a abordagem de serviços ambientais vem estabelecendo conexões entre diferentes setores da sociedade em prol da sustentabilidade.

Os serviços ambientais são responsáveis por atender às necessidades essenciais da humanidade como água para dessedentação, alimentos, remédios, fibras e madeira para a construção civil, regulação do clima e da temperatura do ar, qualidade do solo e da água, além de sustentar atividades que movem o crescimento econômico do País.

Um dos mecanismos que contribuíram para a popularização do tema serviços ambientais é o “pagamento por serviços ambientais”, que consiste em um instrumento de compensação voluntário que valoriza o papel do produtor na conservação, premiando aqueles que conservam os solos e a água, bem como protegem e restauram as florestas em suas propriedades.

Destaca-se que a valoração econômica não significa privatização ou “comodificação” dos serviços ambientais, uma vez que eles são tratados como bens públicos ou comuns. Pelo contrário, trata-se de ferramenta importante para nortear políticas públicas na priorização de investimentos em ações com potencial de maior incremento dos serviços ambientais.

No Brasil, em função do nível de degradação dos solos e da água e elevada demanda de abastecimento de água nas bacias hidrográficas com maior contingente populacional, as iniciativas de PSA relacionados à produção e conservação da água são as mais difundidas. Este processo se iniciou e se expandiu no país a partir do Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas (ANA), tendo a proteção hídrica rural e redução do assoreamento dos rios como principal foco. É também muito importante, pois além de trazer o olhar em relação à água para o meio rural, também ataca as fontes difusas de poluição, historicamente desconsideradas nos processos decisórios.

O Brasil é um dos maiores produtores de *commodities* do mundo, com elevada demanda por serviços ambientais e, por sua vez, tem exercido grande pressão sobre esses serviços ao longo do tempo levando ao seu esgotamento ou escassez, quando se pratica uma agricultura convencional não conservacionista. Desta forma, é preciso avançarmos com modelos de produção agropecuária sustentável.

Apesar da popularização do tema serviços ambientais em diferentes setores da sociedade e do avanço de práticas conservacionistas relacionadas à produção agropecuária, para que a sua aplicação seja efetiva algumas lacunas do conhecimento precisam ser supridas com o apoio da pesquisa, como é o caso de métricas e métodos de avaliação e valoração dos seus impactos na provisão de serviços ambientais.

A presente obra vem contribuir neste sentido, pois congrega diversos resultados de pesquisa do projeto Avaliação de Indicadores e Estratégias para Valoração dos Serviços Ambientais em Bacias Hidrográficas com Produção Intensiva de Animais (SA-SuAve) e traz o conhecimento e experiência de quase 40 profissionais da Embrapa e de diversas instituições parceiras. Ao longo desta obra o leitor terá oportunidade de conhecer com detalhes os desafios e caminhos apontados por estes profissionais para a produção sustentável da produção intensiva de animais no estado de Santa Catarina, com foco na gestão das bacias hidrográficas e na provisão de serviços ambientais.

Aos editores os meus cumprimentos pela mobilização e agregação de tantos autores e a todos os envolvidos pelo avanço no conhecimento e pelas estratégias rumo à sustentabilidade em um sistema de produção agropecuária tão relevante para a sociedade.

Rachel Bardy Prado

Pesquisadora da Embrapa Solos

Presidente do Portfólio de Serviços Ambientais da Embrapa

Alinhamento com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis (ODS) fazem parte da agenda mundial, adotada por 193 países durante a Cúpula das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento Sustentável, realizada em setembro de 2015, composta por 17 objetivos e 169 metas a serem atingidos até 2030.

Trata-se de ações nas áreas de erradicação da pobreza, segurança alimentar, agricultura, saúde, educação, igualdade de gênero, redução das desigualdades, energia, água e saneamento, padrões sustentáveis de produção e de consumo, mudança do clima, cidades sustentáveis, proteção e uso sustentável dos oceanos e dos ecossistemas terrestres, crescimento econômico inclusivo, infraestrutura, industrialização, entre outros. A presente publicação possui aderência aos ODS de número 6, 8 e 12.

O ODS 6 busca assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para todos, através da melhoria da qualidade dos recursos hídricos, proteção e restauração de ecossistemas relacionados com a água e do apoio e fortalecimento da participação das comunidades locais. Uma boa parte dos trabalhos apresentados neste livro descreve etapas de diagnós-



tico ambiental, realizado em diferentes escalas espaciais (unidades de produção, microbacias, sub-bacias e bacias hidrográficas), fornecendo ganho de conhecimento sobre os diferentes sistemas de produção, uso do solo, hidrologia, qualidade da água, dinâmica trófica, biodiversidade e ecotoxicologia dos corpos hídricos. Os diagnósticos socioeconômico e ambiental, mesmo que focando na situação das unidades com produção intensiva de animais, contribuem para identificar os principais *drivers* que afetam esses sistemas de produção, avaliar a evolução da pressão sobre o ambiente, constatar as alterações sobre o estado da qualidade ambiental, seus impactos sobre os diferentes ecossistemas e seus serviços e, principalmente, contribuir na definição das melhores respostas para o aumento do bem-estar da sociedade.

O ODS 8 abrange a promoção do crescimento econômico de forma sustentável e inclusiva, visando atingir níveis mais elevados de produtividade pela diversificação, modernização tecnológica, inovação, agregação de valor, gestão e qualificação do trabalhador. Os capítulos envolvendo os fatores inter-relacionados dos serviços ambientais de provisão, metodologias participativas e abordagens de custos de produção discorrem sobre opções realistas de uso e manejo do solo, ao mesmo tempo em que aborda os impactos no bem-estar da população rural e na sustentabilidade ambiental.

O ODS 12, por sua vez, visa assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis, através da gestão e do uso eficiente dos recursos naturais, com redução da geração de resíduos. Contribuem para as metas desse ODS os capítulos que abordam a metodologia do balanço de nutrientes, avaliação da integridade da fauna edáfica e os demais riscos ambientais associados ao uso dos dejetos animais como fertilizantes.

Os trabalhos aqui apresentados, na forma de capítulos, resumem processos de aquisição, tratamento e avaliação de dados de pesquisa consistentes, que possuem enorme valor para as definições de planos de gestão sustentável para as bacias hidrográficas, recuperação de ecossistemas, uso eficiente dos recursos e minimização dos resíduos, além de garantir a participação social nos processos decisórios.

Alexandre Matthiensen
Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves
Ponto Focal da Rede ODS Embrapa

Sumário

Introdução	21
------------------	----

Capítulo 1	27
------------------	----

Diagnóstico socioeconômico e ambiental da sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos

Cláudio Rocha de Miranda, Eduardo Lando Bernardo e Cícero Juliano Monticelli

Capítulo 2	53
------------------	----

Pressão ambiental da produção intensiva de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo

Eduardo Lando Bernardo, Claudio Rocha de Miranda e Paulo Belli Filho

Capítulo 3	81
------------------	----

Panorama da suinocultura e serviços ecossistêmicos de provisão na sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos

Letícia Paludo Vargas, Cláudio Rocha de Miranda, Eduardo Lando Bernardo, Cícero Juliano Monticelli e Daniela Pedrassani

Capítulo 4.....	97
-----------------	----

Mapeamento participativo e por demanda de propriedades rurais em Santa Catarina

Ivan Luiz Zilli Bacic, Sinara Fernandes Parreira Ristow, Elisângela Benedet da Silva, Mara Cristina Benez, Denilson Dortzbach e Ludmila Nascimento Machado

Capítulo 5.....	113
-----------------	-----

Riscos ambientais associados ao uso de dejetos animais como fertilizantes e índices de solo para sua avaliação

Milton Antônio Seganfredo

Capítulo 6.....	141
-----------------	-----

O balanço de nutrientes como indicador de riscos ambientais no uso de dejetos animais como fertilizante no solo

Milton Antônio Seganfredo, Cláudio Rocha de Miranda e Leonardo Guaresi

Capítulo 7.....	163
-----------------	-----

Contribuição da fauna do solo para os serviços ambientais

Paulo Roger Lopes Alves, Pahola Baptista Cassol, Milton Antônio Seganfredo e Evandro Spagnollo

Capítulo 8.....	185
-----------------	-----

Resultados do monitoramento hidrológico e da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Iajeado Fragosos

Gerson Conceição e Guilherme Xavier de Miranda Junior

Capítulo 9.....	211
-----------------	-----

**Diagnóstico ambiental do lajeado Clarimundo e lajeado
Fragosos - Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos**

Alexandre Matthiensen, Luiz Antônio Calvi Junior, William Michelin,
Helga Cristina Fuhrmann Dinnebier, Rosemari Martini e Andressa
Garbossa

Capítulo 10	235
-------------------	-----

**Diagnóstico ambiental do lajeado Clarimundo e lajeado
Fragosos - Composição, abundância e diversidade da
comunidade fitoplanctônica**

Helga Cristina Fuhrmann Dinnebier, William Michelin, Luiz Antônio
Calvi Junior, Andressa Garbossa e Alexandre Matthiensen

Capítulo 11.....	249
------------------	-----

**Diagnóstico ambiental do lajeado Clarimundo e lajeado
Fragosos - Ocorrência de macroinvertebrados bentônicos**

Kelly Cristina Gulatz e Elisete Ana Barp

Capítulo 12	265
-------------------	-----

**Avaliação da toxicidade celular e parâmetros reprodutivos
do peixe *Danio rerio***

Neide Armiliato, Celí Teresinha Araldi Favassa, Mariane Spudeit Dal
Pizzol, Tainan Filipe da Silva, Letícia Aparecida Nascimento Ortigara
e Kamilla Bleil do Carmo

Capítulo 13	281
-------------------	-----

**Parâmetros tróficos da qualidade da água e estrutura
da comunidade fitoplanctônica no reservatório da Usina
Hidrelétrica de Itá**

Jonatas Alves, Alexandre Matthiensen e Mauricio Mello Petrucio

Capítulo 14	299
-------------------	-----

Estrutura conceitual para análise ambiental da produção intensiva de animais

Gladis Maria Backes Bühring e Vicente Celestino Pires Silveira

Capítulo 15	323
-------------------	-----

Modelagem hidrológica na sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos e uma avaliação numérica de cenários da mudança climática na vazão fluvial

Gerson Conceição, Guilherme Xavier de Miranda Junior e Everton Blainski

Capítulo 16	341
-------------------	-----

Valoração ambiental através dos custos de controle - O caso da sub-bacia do lajeado Fragosos

Marcos Venícios Novaes de Souza, Evandro Carlos Barros, Cláudio Rocha de Miranda e Cícero Juliano Monticelli

Apendice.....	357
---------------	-----

Destaque por capítulos

Introdução

O uso sustentável dos recursos naturais é um grande desafio, no Brasil e no mundo, principalmente pela necessidade crescente de estratégias que permitam aumentar a produtividade agropecuária sem prejudicar os demais serviços que a sociedade recebe dos ecossistemas. No que concerne à pecuária intensiva, a crescente demanda por produtos de origem animal tem provocado aumento expressivo no rebanho alojado, gerando, no âmbito de alguns municípios e regiões, um desequilíbrio entre o número de animais e a capacidade de suporte do ambiente, bem como comprometendo o potencial de prestação de serviços ambientais de uma determinada paisagem rural. Entre os principais impactos negativos da produção intensiva de animais, estão a deterioração da qualidade do solo e das águas superficiais e subterrâneas, verificando-se os maiores impactos nas situações de uso inadequado, excessivo e/ou continuado dos seus dejetos como fertilizantes do solo ou por descargas acidentais desses resíduos diretamente nos recursos hídricos.

No contexto da produção animal intensiva, a estratégia para diagnosticar o seu impacto sobre o solo e os recursos hídricos, que estão vinculados a serviços ambientais essenciais aos seres vivos, destacando-se os humanos, torna-se necessário desenvolver estudos sobre rebanhos e qualidade do solo e das águas. Entre os estudos, incluem-se a distribuição espacial dos rebanhos, a disponibilidade de áreas agrícolas para uso dos dejetos com fertilizantes, existência de outras alternativas de reciclagem e a avaliação do grau dos impactos ou riscos aos serviços ecossistêmicos, principalmente aqueles associados ao solo e recursos hídricos. Na presente publicação, as expressões serviços ambientais e serviços ecossistêmicos foram utilizadas como sinônimo. No entanto, o termo serviço ambiental é aquele mais empre-

gado nos meios que tratam das ações e políticas de compensação ambiental, enquanto que serviço ecossistêmico se trata de uma designação de caráter científico adotada internacionalmente.

Essa condição demanda ações de pesquisa planejadas integradamente e desenvolvidas em cenários representativos das áreas de produção animal intensiva com uso dos seus dejetos como fertilizantes do solo. Entre as prioridades, estão a geração de conhecimentos e definição de índices e indicadores ambientais que possibilitem a caracterização e o diagnóstico socioeconômico e ambiental das áreas citadas, para que sirvam como referência no estabelecimento de diretrizes e critérios para políticas de gestão ambiental visando garantir a sustentabilidade socioeconômica da produção animal intensiva de alta produtividade, porém, prevendo-se igualmente, a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos essenciais para os seres vivos, principalmente os humanos.

Com essas preocupações e entendimento, foi realizado o projeto de pesquisa intitulado Avaliação de Indicadores e Estratégias para Valoração dos Serviços Ambientais em Bacias Hidrográficas com Produção Intensiva de Animais (SA-SuAve), financiado com recursos do Sistema Embrapa de Gestão (SEG), vinculado ao portfólio “Serviços ambientais na paisagem rural”, Macroprograma 2, da Embrapa Suínos e Aves, unidade descentralizada da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

O referido projeto, realizado no período 2016-2019, escolheu como bacia de referência para o desenvolvimento de suas ações a sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos (SBHLF), haja vista ser uma bacia com elevada concentração de animais, possuir uma base de dados histórica sobre aspectos da produção animal, uso e ocupação do solo e qualidade da água, aspectos estes de grande relevância para uma adequada avaliação espacial temporal dos fenômenos estudados pelo projeto. Por sua vez, no âmbito da SBHLF, a microbacia do lajeado Clarimundo (MBHLC) foi escolhida como objeto de um diagnóstico mais pormenorizado, visando conhecer de forma mais detalhada os sistemas produtivos predominantes, formas de manejo dos dejetos, percepções dos agricultores e outras informações relevantes que pudessem complementar outras atividades realizadas em escalas espaciais mais amplas.

A presente publicação traz uma síntese dos principais estudos realizados no âmbito do referido projeto, o qual foi desenvolvido por um grupo de pesquisadores e do Núcleo Temático de Meio Ambiente da Embrapa Suínos e Aves em parceria com as seguintes instituições: Universidade do Contestado - Campus de Concórdia, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina/Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina, Universidade Federal de Santa Catarina, Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Chapecó e Universidade Federal de Santa Maria.

O fio condutor das pesquisas desenvolvidas e que estão sendo apresentadas nesta Série Documentos é o de avançar na definição de indicadores que permitam relacionar a produção intensiva de animais e os seus impactos nos ecossistemas e seus serviços, especialmente àqueles relacionados ao solo e água, embora se saiba que estes não são os únicos, uma vez que a produção animal também tem impacto importante no componente atmosférico, devido a sua emissão de gases de efeito estufa.

A Série Documentos está organizada em 16 capítulos que seguem basicamente a ordem dos quatro planos de ação que estruturaram o projeto original, que são eles; o diagnóstico socioeconômico ambiental da bacia de referência; a análise do componente solo e seus indicadores; a análise da componente água e seus indicadores; e a modelagem e valoração dos serviços ecossistêmicos no âmbito de uma bacia hidrográfica de referência.

O Capítulo 1 apresenta uma metodologia de diagnóstico socioambiental no âmbito de bacias hidrográficas com produção intensiva de suínos que se caracteriza por integrar indicadores relacionados à forma de uso do solo, às funções do ecossistema e aos seus benefícios e/ou impactos em relação ao bem-estar da população.

O Capítulo 2 avalia a situação ambiental de uma microbacia específica, tendo-se como objetivo principal identificar a pressão ambiental da produção intensiva de suínos no âmbito MBHLC. Neste diagnóstico, integrou-se várias bases de dados e diferentes ferramentas de apoio, permitindo uma ampla e detalhada caracterização físico-ambiental e fundiária da referida microbacia.

O Capítulo 3 analisa as transformações da suinocultura na SBHLF, com enfoque nos serviços ambientais de provisão. A pesquisa foi realizada comparando dados dos anos de 1999 e 2016.

O Capítulo 4 apresenta os conceitos-chaves de uma abordagem de diagnóstico rural denominada de “mapeamento participativo”, a qual se caracteriza por envolver a comunidade inserida na área de estudo com o objetivo de facilitar a interpretação dos mapas, melhor conhecer as particularidades de um território e assegurar a colaboração nas atividades do diagnóstico.

O Capítulo 5 apresenta uma metodologia simplificada para avaliação da pressão ambiental da produção animal intensiva em áreas cuja premissa da reciclagem dos dejetos é o uso como fertilizantes do solo. Para a validação da metodologia foi realizado um estudo de caso numa propriedade típica da produção animal intensiva no oeste de Santa Catarina.

Os impactos das adubações com dejetos animais ainda é um tema controverso, portanto o foco do Capítulo 6 traz uma abordagem sobre riscos ambientais associados ao uso dos dejetos animais como fertilizantes do solo, considerando aspectos relacionados aos estudos sobre o potencial desses resíduos orgânicos de suprir nutrientes ao solo e às plantas.

O Capítulo 7 avalia o impacto do uso intensivo de dejetos de suínos como fertilizante de solos agrícolas sobre a atividade alimentar da fauna de invertebrados do solo e suas consequências nos processos ecossistêmicos diretos e indiretos, tais como a ciclagem dos nutrientes, formação do solo, conservação da biodiversidade e tratamento de resíduos.

O Capítulo 8 apresenta os resultados do monitoramento hidrológico e da qualidade da água na SBHLF. O propósito deste trabalho foi aprofundar o entendimento das vazões fluviais em bacia rural e o impacto das mudanças climáticas em níveis regional e local na resposta hidrológica.

Os Capítulos 9 a 11 descrevem os resultados obtidos a partir do diagnóstico ambiental dos corpos hídricos da MBHLC e da SBHLF. O diagnóstico está dividido em três capítulos que abordam aspectos diferenciados, relacionados à avaliação qualitativa da água e da biodiversidade presentes nesse ecossistema.

O Capítulo 9 apresenta resultados dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da qualidade da água; o Capítulo 10 apresenta um recorte qualitativo sobre a biodiversidade microbiológica dos produtores primários, ou seja, da comunidade do fitoplâncton; e o Capítulo 11 discorre sobre os organismos que colonizam os substratos dos ambientes aquáticos, ou seja, o grupo dos macroinvertebrados bentônicos, destacando sua importância como bioindicadores para a qualidade da água.

O Capítulo 12 descreve os resultados de experimentos controlados em laboratório, buscando entender melhor o efeito da toxicidade em peixes, em níveis celular e fisiológico, resultante de eventos de eutrofização, baseados na presença do excesso da concentração de fósforo no ambiente aquático, decorrente do manejo de dejetos da agropecuária.

É sabido que quando as águas de um regime corrente, tais como as de rios e riachos, quando passam para um ambiente de reservatórios e lagos, sofrem redução na sua dinâmica hídrica, propiciando o desenvolvimento de organismos de crescimento rápido, resultando em eventos de eutrofização. Assim, o Capítulo 13, tendo como área de estudo o reservatório da UHE Itá, buscou correlacionar os efeitos do *input* de nutrientes provenientes das atividades agrícolas na dinâmica trófica e na estrutura da comunidade fitoplanctônica desse reservatório artificial localizado no rio Uruguai.

Por sua vez, o Capítulo 14 avalia o regime hidrológico e quantifica a perda difusa do P e N na SBHLF por meio do monitoramento das águas superficiais e modelagem hidrológica.

O Capítulo 15 apresenta a proposta de estrutura conceitual para a análise ambiental de sistemas caracterizados pela produção intensiva de animais, que combina o modelo de causa e efeito, relações causais e serviços ambientais.

Por último, o Capítulo 16 emprega a metodologia de valoração ambiental com base nos custos de controle, visando estimar os custos da externalidade ambiental da atividade suíncola desenvolvida no âmbito da SBHLF.

Finalmente, a última seção do livro é dedicada à apresentação dos destaques de cada um dos capítulos, permitindo ao leitor uma visão resumida dos principais resultados e dos desafios que o livro abordou ao longo dos seus 16 capítulos.



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 1

Diagnóstico socioeconômico e ambiental da
sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos

Cláudio Rocha de Miranda
Eduardo Lando Bernardo
Cícero Juliano Monticelli

Introdução

O presente capítulo apresenta o diagnóstico realizado pelo projeto de pesquisa intitulado Avaliação de Indicadores e Estratégias para Valoração dos Serviços Ambientais em Bacias Hidrográficas com Produção Intensiva de Animais (SA-SuAve), desenvolvido no âmbito do plano de ação “Caracterização e diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do lajeado Fragosos em Concórdia (SC)”. Este diagnóstico poderia ter sido feito em escala microrregional ou municipal, mas tratando-se de um projeto que se preocupou em avaliar especialmente os aspectos ambientais da atividade produtiva, a literatura recomenda a bacia hidrográfica como unidade preferencial de análise, pois é “considerada, em termos ambientais, a unidade ecossistêmica e morfológica que melhor retrata os impactos das interferências antrópicas, seja na ocupação das terras com atividades agrícolas ou na urbanização” (Villanueva, 2000).

A escolha da sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos (SBHLF), deveu-se ao fato de a mesma já ter um histórico de projetos, ações e pesquisas desenvolvidas, nas últimas duas décadas, pela Embrapa Suínos e Aves em parceria com outras instituições, bem como pela sua representatividade no contexto local e regional, tanto em termos ambientais quanto socioeconômicos. Esta sub-bacia tem predomínio de pequenas propriedades familiares vinculadas ao modelo de integração agroindustrial, e que se dedicam à produção intensiva de suínos, aves e à bovinocultura leiteira.

A realização do diagnóstico empregou diversas ferramentas e metodologias, tais como: leitura da paisagem, uso de base de dados secundários (Censo Agropecuário, Levantamento Agropecuário Catarinense e Cadastro Ambiental Rural), consulta a mapas e imagens digitais de satélite, aplicação de questionários e realização de entrevistas com atores-chaves.

O objetivo principal do diagnóstico foi identificar os aspectos socioambientais relacionados à produção intensiva de animais, bem como escolher uma microbacia com maior concentração de animais, para que fossem realizados estudos mais aprofundados, tendo como ponto de partida o entendimento dos sistemas de produção e dos problemas ambientais a ele associados.

O diagnóstico da SBHLF identificou a existência de 37 microbacias, mais a área de contribuição independente formada pela calha do rio principal, tendo sido escolhida a microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC) como o local de referência para o aprofundamento do estudo, pois foi a que apresentou maior representatividade, tanto em número de estabelecimentos como em diversidade de sistemas de criação.

Material e métodos

Para avaliar os impactos da degradação ambiental, é necessário diagnosticar a bacia hidrográfica como um todo. Para isto, são necessários levantamentos de campo na área em estudo. As informações mais comuns a serem obtidas em um levantamento acerca de uma bacia são:

- Dados físicos da bacia: aspectos geológicos, precipitação pluviométrica, escoamento, variações climáticas, temperatura, evaporação, etc.
- Informações sobre o comportamento hidráulico dos canais fluviais: volumes de vazão do rio, profundidade, etc.
- Uso e ocupação do solo: tipo, densidade, perspectivas de crescimento, etc.
- Caracterização socioeconômica: demografia, economia, etc.
- Usos múltiplos das águas.
- Localização, quantificação e tendência das principais fontes poluidoras.
- Diagnóstico da situação atual da qualidade da água: características físicas, químicas e biológicas (Tucci; Mendes, 2006).

No presente diagnóstico, não foi necessário realizar a totalidade dos levantamentos preconizados, pois no ano 1999, uma parceria entre Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) e a Embrapa Suínos e Aves realizou um amplo diagnóstico da SBHLF. Assim, o presente capítulo se limita a mostrar uma atualização das informações do referido relatório para que se possa melhor entender o contexto socioeconômico e ambiental da SBHLF.

O diagnóstico físico da bacia utilizou, portanto, como ponto de partida as informações disponibilizadas no documento intitulado: Inventário e diagnóstico socioeconômico e ambiental da sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos - Concórdia, SC (2000) (Tassinari et al., 1999), bem como de pesquisas posteriores conduzidas no âmbito do projeto Controle da degradação ambiental decorrentes da suinocultura em Santa Catarina, componente gestão integrada dos ativos ambientais, vinculado ao Programa Nacional do Meio Ambiente II (PNMA - II), coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) (Oliveira et al., 2006). Por sua vez, no que diz respeito aos dados socioeconômicos, utilizou-se como referência inicial a base de dados do Levantamento Agropecuário de Santa Catarina 2002-2003, haja vista possuir o georreferenciamento de todos os estabelecimentos da bacia, bem como a base de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e informações obtidas por meio de aplicação de questionários diretamente a um grupo representativo de agricultores residentes na SBHLF.

As visitas à bacia seguiram uma metodologia denominada de “leitura da paisagem”, a qual consiste basicamente em seguir as rodovias, estradas e caminhos existentes na bacia com o objetivo de observar as diferentes unidades geomorfológicas, cobertura vegetal, os tipos de agricultura (culturas, criações, a disposição no espaço dessas culturas e criações, a estrutura fundiária, o grau de intensificação das culturas e criações, as espécies e o tamanho dos rebanhos, as formas de uso dos diferentes recursos naturais, etc.), as infraestruturas social e produtiva (tipo, localização, estado de conservação, etc.) e os indicadores de nível e de condições de vida (Garcia Filho, 1999).

Um aporte decisivo para a realização do diagnóstico foi o uso adaptado da metodologia Levantamento e mapeamento de solos e aptidão de uso das terras participativo e por demanda, desenvolvido pela equipe da Epagri-Ciram e validado no âmbito do projeto Agricultura Familiar e Meio Ambiente no Território do Alto Uruguai Catarinense - Filó, coordenado pela Embrapa Suínos e Aves, a qual contribuiu de forma decisiva para a definição da microbacia de referência e no envolvimento dos moradores nas diversas atividades do projeto. A descrição completa dessa metodologia está descrita no Capítulo 4.

Para a classificação do uso da terra, utilizou-se imagem do satélite Sentinel-2 na passagem de 19 de novembro de 2016. A preparação das imagens foi executada no software QGIS. Projetou-se a cena para o alvo de estudo (DATUM SIRGAS 2000, zona 22 Sul) e, posteriormente, realizou-se o mosaico para a junção das bandas em arquivo único GEOTIFF, levando em consideração a composição de interesse (falsa cor natural RGB/08-04-03 e 04-08-03). Na sequência, a imagem foi importada para o software *eCognition®* para segmentação baseada em objeto. O processo de classificação supervisionada utilizou o algoritmo *basic classification*. O resultado da classificação foi exportado em arquivo vetorial para o software QGIS para a visualização quantitativa dos resultados das classes e a produção e elaboração dos mapas e análises dos resultados.

Para a observação da evolução do uso da terra na SBHLF, utilizou-se o diagnóstico da bacia de 1999 (Tassinari et al., 1999). Os quantitativos de área foram adaptados e recalculados de acordo com as classes utilizadas para este estudo.

Por sua vez, para a estimativa do cálculo do volume dos dejetos suínos gerados nas diferentes microbacias, os dados foram obtidos a partir de informações extraídas da Instrução Normativa nº 11 (IN 11), do Instituto de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (Santa Catarina, 2014), sobre o procedimento de licenciamento ambiental da suinocultura. O tratamento, espacialização e o cálculo de grandezas territoriais dos dados foram realizados no software de geoprocessamento QuantumGIS v. 3.2.3-Bonn.

Em que pese se tratar de uma ação de pesquisa, uma das principais preocupações da equipe foi estabelecer um processo permanente de comunicação com os moradores tanto para informar sobre os objetivos do projeto (especialmente esclarecendo que as ações desenvolvidas não tinham cunho fiscalizatório) e conquistar o apoio no fornecimento de informações relacionadas aos sistemas produtivos, quanto para permitir e facilitar o acesso da equipe do projeto aos locais escolhidos para a realização de atividades de diagnóstico da qualidade da água e dos solos.

Resultados

Caracterização física

A SBHLF, do ponto de vista hidrológico, faz parte da bacia hidrográfica do rio Jacutinga, localizada no município de Concórdia, no Oeste do estado de Santa Catarina, Brasil, entre as coordenadas geográficas 27°15'41,86"S e 27°12'31,95"S e 52°12'23,48"W e 52°1'47,79"W. A área de drenagem é de aproximadamente 59 km² (Figura 1), o que corresponde a 7,5% da área do município. A bacia possui as seguintes características físicas: perímetro de 44,98 km; comprimento axial de 25,80 km; comprimento do rio principal de 25,65 km; comprimento total dos cursos d'água de 94,85 km; distância mais curta entre nascente e foz de 17,92 km; vazão média anual na foz do rio de 959 L/s; altitude máxima de 862 m; altitude mínima de 320 m, ocorrendo, portanto, uma diferença e/ou desnível de 542 m; e altitude média de 596 m. Na foz da bacia, há a conexão direta com o reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Itá (Tassinari et al., 1999).

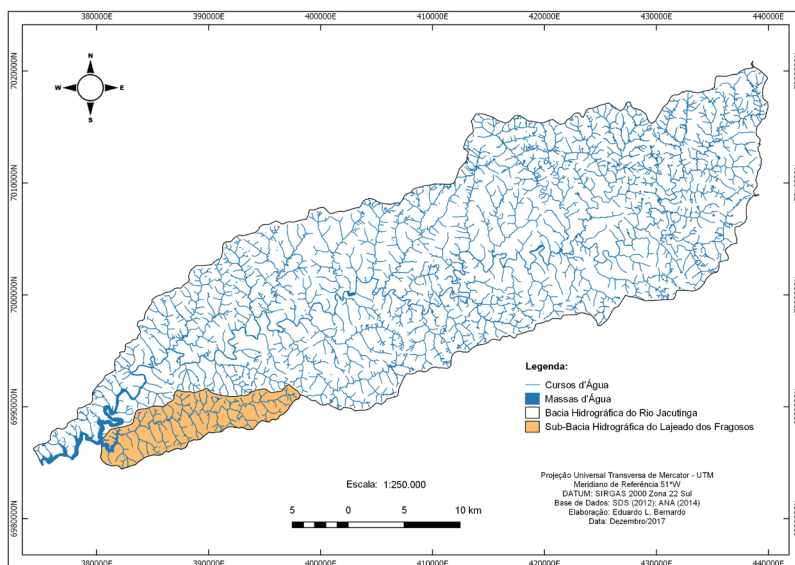


Figura 1. Mapa de localização da sub-bacia do lajeado Fragosos no contexto hidrográfico da bacia hidrográfica do rio Jacutinga.

Uma das características importantes do regime hidráulico do lajeado Fragosos é sua rápida variação como resposta à precipitação pluviométrica devido à baixa retenção da água pelos solos e topografia acidentada. A vazão média obtida próxima à foz foi de 1,22 m³/s, no período de 2010 a 2018. A vazão máxima ocorreu em 14 de julho de 2015 (44,94 m³/s) e a vazão mínima foi de 0,033 m³/s, com ocorrência em maio de 2018.

Clima

A classificação climática é de Cfa (clima subtropical úmido). A temperatura média do mês mais frio fica entre 11,5 °C e 13,5 °C, e a média da máxima é de 24,7 °C. Segundo Pandolfo et al. (2002), este também pode ser chamado de clima subtropical, com temperatura média no mês mais frio inferior a 18 °C e temperatura média no mês mais quente acima de 22 °C. É caracterizado por possuir tipicamente verões quentes, geadas pouco frequentes no inverno e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida.

A precipitação anual da região varia de 1.700 mm a 2.000 mm, com total de dias de chuva variando entre 89 e 146. A umidade relativa do ar média é de 86,2% (Tassinari et al., 1999; Conceição, 2013).

Vegetação

A SBHLF possuía a formação vegetal original composta pela Floresta Estacional Decidua ou Floresta Latifoliada do Alto Uruguai. Essa formação se estendia pela bacia média e superior do rio Uruguai e seus afluentes até as altitudes de 500 m a 600 m.

Na mata subtropical do Uruguai, algumas espécies chamavam mais a atenção dos madeireiros, como o cedro, canjerana, grápia, louro pardo, canafistula, canela e guajuvira. Ela ocorria por quase todos os vales dos rios formadores do Uruguai, desde o Vale do Rio do Peixe até o extremo ocidente do estado. Alongava-se a montante pelos seus diversos afluentes encobrindo superfícies mais rebaixadas dos vales (Fundação do Meio Ambiente, 2005).

A exploração das florestas ocorreu de forma mais intensa entre 1930 e 1947, pois, além da retirada da vegetação possibilitar a implantação de culturas anuais e à formação de pastagens, permitia o aproveitamento comercial da madeira que era exportada para os países platinos, principalmente para a Argentina. Ao ser extraída da mata, a madeira era transportada por meio fluvial, por balsas formadas pelas próprias toras que, conduzidas, desciam pelo rio Uruguai. A descida das balsas pelo rio ocorria nos períodos de cheia. Enquanto aguardavam a cheia do rio, as madeiras cortadas ou as balsas ficavam acumuladas em vários pontos do rio, denominados “poços” ou “portos” (Pertile, 2008).

O setor madeireiro, portanto, marcou o início da industrialização da região, gestando uma acumulação de capitais que, posteriormente, foi direcionada a outras atividades econômicas. Dessa maneira, a exportação da erva-mate e da madeira possibilitou certa integração da região em nível nacional e internacional, sem, no entanto, provocar grandes alterações na agricultura, mantida principalmente como produção de subsistência (Campos, 1987).

Atualmente, constata-se um abandono de área de lavouras e um expressivo reestabelecimento de área de mata, transformação esta que pode ser explicada tanto pela inviabilidade do cultivo de lavouras temporárias em área agrícolas muito declivosas, quanto pela maior fiscalização em relação ao cumprimento da legislação ambiental no que diz respeito à manutenção nos estabelecimentos de áreas de preservação permanente e reservas legais.

Relevo

O relevo faz parte do planalto meridional, sendo constituído por patamares estruturais bastante explorados que descem em direção à calha do rio Uruguai. O relevo dominante varia regionalmente desde o ondulado ao montanhoso. Nos locais onde as declividades são altas, não é recomendado o uso dos solos para culturas anuais (Tassinari et al., 1999).

Solo

A partir do mapa de solo da Embrapa (2013), foram identificadas três classes diferentes de solo (Cambissolo Háplico, Nitossolo Vermelho e Neossolo Litólico) com predominância para o solo do tipo Cambissolo Háplico (73%) (Santos et al., 2013).

O Cambissolo Háplico, presente em 73% da área da bacia, caracteriza-se por apresentar um horizonte B incipiente, elevada Capacidade de Troca de Cátions (CTC), ser pouco profundo e estar localizado em topografias declivosas. O fato de ocorrer em áreas declivosas e, portanto, possuir pouca profundidade, dificulta o preparo do solo, limita o desenvolvimento das raízes e favorece o processo erosivo.

O Nitossolo Vermelho (antiga terra roxa estruturada) é um solo relativamente profundo, com alto teor de argila, alta saturação de base, baixo gradiente textural e cor homogênea ao longo de todo o seu o perfil, além de boa disponibilidade de água, constituindo-se o solo da bacia com melhor aptidão para as culturas anuais.

Por sua vez, o Neossolo Litólico é um solo pouco desenvolvido, com ausência de horizonte B e elevada fertilidade, mas de difícil cultivo devido à elevada pedregosidade e sensibilidade ao estresse hídrico.

Em resumo, na bacia, predominam solos minerais pouco profundos, suscetíveis de erosão, moderadamente drenados, ácidos, com elevados teores de minerais primários, fonte de nutrientes para as plantas. Esses aparecem associados a solos também minerais pouco desenvolvidos, raros, bastante suscetíveis à erosão, geralmente bem drenados e com restrições ao uso agrícola, devido à pouca profundidade.

Caracterização do uso e ocupação da terra

Estabeleceram-se seis principais usos da terra no âmbito da bacia: mata (38,3%), reflorestamento (14,3%), pastagem naturalizada (27,6%), lavoura temporária (15,8%), área de uso antrópico não agrícola (2,4%) e água (1,5%) (Tabela 1).

Tabela 1. Evolução da cobertura da terra e classes de solos na SBHLF no período 1999 a 2016.

Classe	Área (km ²)				Evolução %
	1999	%	1999	%	
Mata	13,51	23,9	21,66	38,3	60,3
Reflorestamento	4,484	7,9	8,065	14,3	79,8
Pastagem naturalizada	12,093	21,4	15,623	27,6	29,2
Lavoura temporária	25,271	44,7	8,959	15,8	-64,5
Uso antrópico agrícola/ urbano não produtivo	0,332	0,6	1,383	2,5	316,6
Água	0,87	1,5	0,87	1,5	0,0
Total	56,56	100	56,56	100	

As áreas de mata e reflorestamento ocupam atualmente mais da metade da área total da bacia (52,6%), o que em relação ao ano de 1999, representa aumento de aproximadamente 60% na área de mata e de 80% na área destinada ao reflorestamento, crescimento esse que pode ser em grande parte explicado pelo abandono de área de lavouras temporárias localizadas nos terrenos mais íngremes, pois estas tiveram uma redução de 64,5%. A área ocupada com água permanece a mesma, pois o efeito do represamento provocado pela construção do reservatório da UHE Itá já havia sido computado no ano de 1999 (Figuras 2 e 3).

Os dados na evolução do uso da terra demonstram que a redução da área de lavoura temporária e o crescimento da área ocupada por mata e reflorestamento foram os aspectos mais relevantes, bem como o acentuado aumento de áreas não produtivas resultantes do processo de urbanização da bacia.

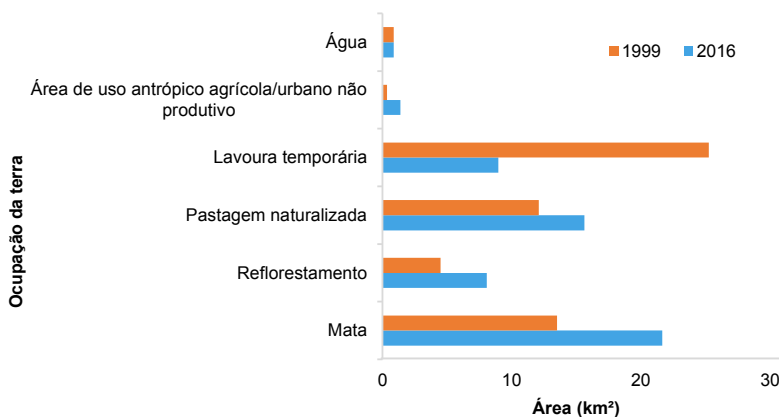


Figura 2. Evolução do uso da terra na SBHLF no período 1999 a 2016.

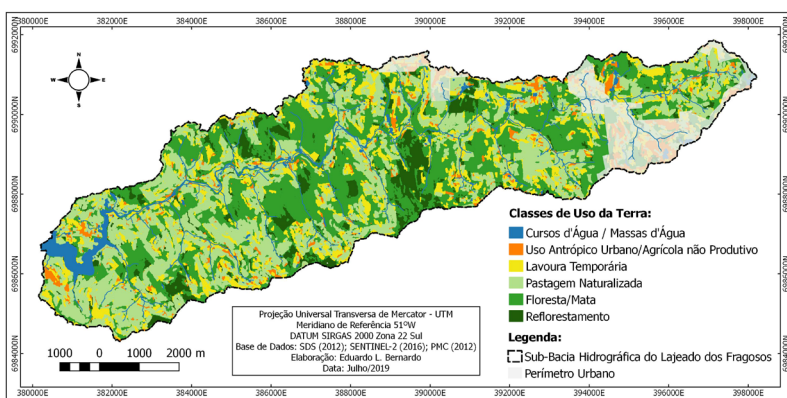


Figura 3. Mapa de uso da terra da SBHLF no ano de 2016.

Caracterização socioeconômica

Um breve histórico

A ocupação do espaço do oeste catarinense está diretamente ligada à construção da estrada de ferro que ligava o estado de São Paulo ao Rio Grande do Sul. Oficialmente, a empresa responsável pela construção, a norte-

americana *Brazil Railway Company*, recebeu uma faixa de 15 km nas duas margens da ferrovia. No entanto, a empresa apossou-se de praticamente todo o território do oeste catarinense, vendendo as terras para empresas colonizadoras e explorando a atividade madeireira. Após o término da construção da ferrovia, a empresa despediu milhares de trabalhadores, sendo que a maioria deles acabou fixando residência na região, vivendo como posseiros em terras devolutas (Pertile, 2008).

A construção do trecho catarinense da estrada de ferro São Paulo (SP) - Rio Grande (RS), iniciada em 1908 e concluída em 1910, foi preponderante para o povoamento do meio oeste catarinense.

Objetivando promover a colonização das terras da região, a *Brazil Railway Company* constituiu uma empresa subsidiária, a *Brazil Development and Colonization Company*, com sede em Portland, nos Estados Unidos, autorizada a funcionar no Brasil a partir de 13 de março de 1912. Nessa mesma época, chegaram os primeiros imigrantes e fundaram uma pequena vila no local onde já residia o caudilho José Fabrício das Neves, considerado o pioneiro da colonização (Ferreira, 1992).

A demarcação dos lotes pela empresa colonizadora se baseava no mapeamento hidrográfico das áreas. Os principais cursos de água eram levantados previamente. A partir do leito do rio, os lotes seguiam até formarem uma divisa seca, denominada de “travessão”, com os lotes que partiam do leito de outro rio. As terras eram divididas em lotes com 25 ha a 35 ha em média (Onghero, 2013).

Durante décadas, os principais cultivos agrícolas foram milho e feijão. Enquanto o milho destinava-se principalmente para o consumo familiar e ao trato dos animais domésticos, o feijão era comercializado e, juntamente com a venda de suínos, fornecia recursos para a compra de mercadorias que não eram produzidas na propriedade rural, como querosene, tecido, calçados, sal, ferramentas, entre outros (Ferreira, 1992).

A criação de suínos foi uma das principais fontes de renda para os produtores rurais, principalmente entre as décadas de 1950 e 1980. Neste período, através do sistema de integração com a agroindústria, ocorreram grandes modificações nas técnicas de criação. A introdução das raças de suínos (*Duroc Jersey* e posteriormente *Landrace* e *Large White*) possibilitava gran-

de aumento na produtividade, desde que criados sob condições higiênicas adequadas, necessitando a construção de chiqueiros e o trato com ração industrializada (Campos, 1987).

A atual população da bacia dos Fragosos é predominantemente de italianos, sendo os sobrenomes como Camilo, Marchezan, Pedroti, Rigo, Coldebella, Ruviano, Galelli e Santori, os que predominam na bacia, embora se constate, mas em minoria, sobrenomes de origem alemã, polonesa ou mesmo portuguesa.

As principais transformações nas duas últimas décadas

A metodologia da leitura da paisagem aconteceu, mesmo que de forma intermitente, no período de um mês. Essa atividade possibilitou constatar as importantes transformações nos aspectos sociais, econômicos, ambientais e na infraestrutura da bacia ocorridos especialmente nas últimas duas décadas, destacando-se a grande ocupação desenvolvida no trecho localizado à montante da SBHLF, a qual passou legalmente de área rural para área de ocupação urbana do município de Concórdia. Esse aspecto provocou a transformação dos imóveis rurais em lotes urbanos, bem como o aparecimento de inúmeros empreendimentos industriais de pequeno porte, tais como fábricas de móveis, serralherias, oficinas mecânicas, etc.

Comparando-se o mapa da colonização da região, constata-se que, neste trecho, mais de 30 imóveis rurais foram transformados pelo processo de urbanização. Embora em muitas situações os antigos proprietários continuem residindo no local, a maior parte da área foi transformada em pequenos lotes urbanos.

A urbanização também foi intensa no âmbito do distrito de Santo Antônio, localizado no entorno do eixo rodoviário da SC-283, rodovia estadual que liga, no sentido Leste-Oeste, o município de Concórdia a diversos outros municípios da região, tais como Seara e Chapecó¹. Outra área com importante alteração se localiza junto à foz da SBHLF, pois devido à formação do reservatório da UHE Itá, parte expressiva desta área foi inundada, provocando o

¹ A SC-283 é uma rodovia transversal do estado de Santa Catarina, com extensão de 362,7 km, que tem início no município de Concórdia e termina em Itapiranga, no extremo oeste do estado.

desaparecimento parcial ou total de estabelecimentos rurais e o surgimento de sítios de lazer nas áreas mais próximas ao reservatório.

Nos espaços rurais estudados, as comunidades apresentam uma estrutura básica comum composta por capela, cemitério, salão de festas e campo de futebol. Também existiam escolas, que geralmente ofereciam as séries iniciais do ensino fundamental. No processo de “nucleação” (ocorrido a partir da década de 1990), a maior parte destas escolas foi fechada. Outra mudança importante da bacia diz respeito à substituição das culturas anuais nas áreas de maior declividade por pastagens perenes, mata nativa ou reflorestamento de pinus e/ou eucalipto.

Em relação aos estabelecimentos rurais, a mudança mais visível, especialmente quando se compara a situação existente no período de realização do projeto PNMA II, diz respeito à redução do número de propriedades que se dedicam à atividade suinícola. Muitas dessas propriedades foram abandonadas, segundo informações dos moradores devido às exigências ambientais, necessidade de investimentos para melhorias das instalações e/ou aumento do plantel e redução da mão de obra das propriedades, especialmente motivada pelo êxodo da população mais jovem (maiores informações sobre a evolução da atividade suinícola na bacia podem ser encontradas no Capítulo 3). O abandono da atividade suinícola em diversas propriedades não é fenômeno específico desta bacia, pois se constata o mesmo em diversas outras regiões do oeste catarinense, onde a atividade suinícola em grande parte foi substituída pela bovinocultura leiteira (Epagri, 2016; Jochims et al., 2016).

Outro aspecto que a leitura da paisagem permitiu identificar diz respeito ao fato das atividades de produção de suínos e aves de corte ocorrerem, predominantemente, nas áreas adjacentes à calha principal do lajeado Fragosos, local onde a topografia é mais plana e a fertilidade do solo mais elevada.

Por sua vez, nas áreas localizadas nos topos de morro e nas partes altas e declivosas das diferentes microbacias que compõem a SBHLF, percebe-se a existência de instalações de suínos abandonadas ou a sua transformação em abrigo para o gado leiteiro. Nas áreas mais altas e declivosas, constata-se o predomínio de estabelecimentos que se dedicam ao reflorestamento com pinus e eucalipto, exploração da bovinocultura de corte e, em alguns casos, bovinocultura de leite. Este fenômeno é possível de ser explicado pela estreiti-

ta relação que existe entre a produção intensiva de animal e o consumo de grãos. Este aspecto também evidencia a existência de melhor infraestrutura nos estabelecimentos que se dedicam à esta atividade, quando se compara aos estabelecimentos onde a produção animal é menos intensa.

Caracterização fundiária

A caracterização fundiária dos estabelecimentos rurais na SBHLF foi realizada com base aos dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR)², disponíveis na plataforma de consulta pública do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SiCAR)³, na qual foram utilizados os metadados do município de Concórdia para as declarações feitas até junho de 2018, fazendo o recorte para os estabelecimentos de interesse (imóveis e/ou posses rurais localizados na área de drenagem da bacia).

Os dados do CAR apontam a existência de 438 imóveis⁴, totalizando uma área de 5,4 mil hectares e, portanto, uma área média dos imóveis de 12,3 ha. Por sua vez, o maior imóvel possui uma área de 197 ha e o menor apenas 0,18 ha. Todavia, deve-se observar que o conceito de imóvel rural é diferente do conceito de estabelecimento rural, pois este diz respeito a “todo terreno de área contínua, independente do tamanho ou situação (urbana ou rural), formado de uma ou mais parcelas, subordinado a um único produtor, onde se processasse uma exploração agropecuária” (IBGE, 2009). Assim, constata-se que existem mais imóveis que estabelecimentos, pois um estabelecimento pode ser formado por vários imóveis rurais.

² É um instrumento fundamental para auxiliar no processo de regularização ambiental de propriedades e posses rurais. Consiste no levantamento de informações georreferenciadas do imóvel, com delimitação das áreas de proteção permanente (APP), reserva legal (RL), remanescentes de vegetação nativa, área rural consolidada, áreas de interesse social e de utilidade pública, com o objetivo de traçar um mapa digital a partir do qual são calculados os valores das áreas para diagnóstico ambiental. É uma ferramenta importante para auxiliar no planejamento do imóvel rural e na recuperação de áreas degradadas, sendo atualmente utilizado pelos governos estadual e federal.

³ Disponível em: <http://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads>.

⁴ Imóvel rural, segundo a legislação agrária, é a área formada por uma ou mais matrículas de terras contínuas, do mesmo titular (proprietário ou posseiro), localizada tanto na zona rural quanto urbana do município. O que caracteriza é a sua destinação agrícola, pecuária, extrativa vegetal, florestal ou agroindustrial. Fonte: <http://www.cadastrorural.gov.br/perguntas-frequentes/propriedade-rural/o-que-e-imovel-rural>.

Constata-se que a grande maioria dos imóveis rurais da SBHLF são classificados como minifúndio ou pequena propriedade. Diferente do que ocorre no resto do Brasil, a SBHLF apresenta uma baixa concentração fundiária, consequência do processo de colonização, em que a maioria dos proprietários adquiriu áreas que não superavam 25 ha. Além disso, o processo de fragmentação por herança fez com que o número de minifúndios (estabelecimentos com até 10 ha) passasse a ser predominante na realidade do território. Converging com essa característica, cabe ressaltar que o Censo Agropecuário de 2006 revela uma presença expressiva da agricultura familiar, haja vista que a incidência de estabelecimentos deste tipo é de 90,3%.

A produção agropecuária no âmbito da SBHLF

Entre os estabelecimentos existentes na bacia, constata-se grande diversificação de sistemas produtivos. Na SBHLF existem 31 aviários para produção de aves comerciais, com uma capacidade total de alojamento de 852.600 aves. No entanto, no momento da entrevista, havia apenas 323.748 aves alojadas.

O rebanho total de bovinos era 7.853 cabeças, distribuídos em 253 estabelecimentos, o que representa uma média de 31 animais por estabelecimento. A maior parte desse rebanho pertencente a produtores que se dedicam à produção leiteira, atividade a qual cresceu de forma expressiva a partir do momento que muitos estabelecimentos tiveram que abandonar a produção de suínos por problemas ambientais ou por não possuírem uma escala mínima de animais compatível com as exigências das agroindústrias integradoras.

Quase que a totalidade dos estabelecimentos possui, mesmo que em pequena escala, áreas dedicadas à produção de culturas anuais, especialmente o milho. Além disso, constata-se uma importância muito grande para o cultivo de alimentos para o autoconsumo da família, pois praticamente todos os moradores visitados possuíam área destinada à produção de hortaliça, frutas e pequenos animais.

Na SBHLF se constata a existência de 56 estabelecimentos que se dedicam à produção comercial de suínos, com as seguintes divisões de sistemas de criação:

- Terminação (T): 32
- Unidade de produção de leitões (UPL): 19
- Ciclo completo (CC): 3
- Granja de reprodutores de suínos certificada (GRSC): 2

Em termos do número de animais, o plantel é composto por 38.133 cabeças (8.995 matrizes e 29.138 suínos para terminação). A produção total estimada de dejetos é de 140.351 m³/ano, e a forma de manejo nas unidades de produção é, em quase a sua totalidade, como fertilizante de solo em áreas agrícolas (Tabela 2).

Tabela 2. População de suínos, aves de corte e bovinos na SBHLF, ano de 2016.

	Bovinos	Aves de corte	Suínos					
			Subsistência	Creche	GRS	CC	Termin.	UPL
Cabeças	7.853	852.600	713	7.756	1.520	1.178	44.635	17.655
Estabelecimentos	253	31	75	7	2	3	32	19
Média	31,0	27.503,2	9,5	1.108,0	760,0	392,7	1.394,8	929,2

A produção de suínos acontece por meio do sistema de integração agroindustrial, sendo a Brasil Foods S.A. (BRF S.A.) a empresa que possui maior número suínos alojados, seguida da JBS S.A., da Cooperativa de Produção e Consumo Concórdia (Copédia), da Kunzler Cooperativa Agroindustrial Salto Veloso (Coopersalto) e do Frigorífico Varpi Ltda. Além do segmento acima, vinculado ao sistema integrado de produção, constata-se a existência de 75 estabelecimentos que possuem suínos em pequena escala (média de 9,5 cabeças) e que produzem suínos para o autoconsumo e/ou a venda para vizinhos próximos.

Nos estabelecimentos que se dedicam a suinocultura, constata-se uma crescente especialização e aumento das escalas de produção, fruto de uma estratégia para fazer frente a escassez de mão de obra nas propriedades e a pequena área de terra disponível para o cultivo agrícola. Aspecto esse que do ponto de vista econômico parece estar sendo bem-sucedido, mas que representa do ponto de vista ambiental um problema, pois como a forma predominante do uso dos dejetos é o seu emprego como fertilizante, normalmente,

os estabelecimentos não possuem área agrícola suficiente para absorverem o total dos dejetos gerados, motivando, apesar das restrições legais, aplicações excessivas em algumas áreas mais favoráveis e a necessidade de se encontrar áreas de terceiros, mesmo que muitas vezes distantes do local de sua geração, para a deposição dos dejetos.

A escolha da microbacia de referência

Com o objetivo de melhor conhecer a distribuição espacial da produção de suínos e, a partir disso, selecionar uma microbacia para o aprofundamento dos estudos do diagnóstico socioambiental, foram definidos indicadores de pressão ambiental baseados em dois aspectos: relação entre volume de dejetos (m^3/ano) por área da bacia em hectares (ha) e número de cabeças de suínos por área (cab/ha), no âmbito das 37 microbacias, mais a respectiva bacia de contribuição independente da calha do rio principal. A partir desses indicadores, foi gerado o mapa da Figura 4.

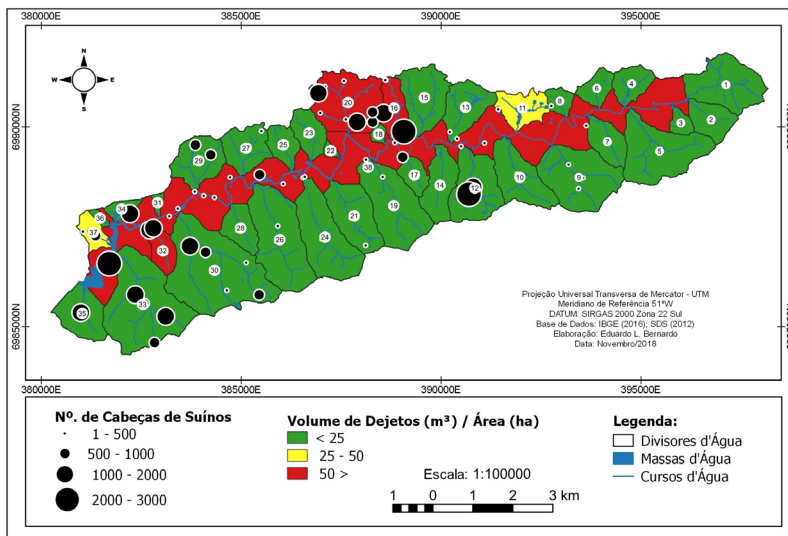


Figura 4. Espacialização das unidades de produção de suínos e seus respectivos indicadores de pressão ambiental, SBHLF, Concórdia, SC.

Com isso, foi constatado que aproximadamente 30% das criações comerciais de suínos se localizam na área de contribuição independente, a qual possui uma área de 1.286 ha. Esta área, caracteriza-se por apresentar a topografia mais favorável, bem como proximidade das estradas e das comunidades rurais. As demais unidades de produção de suínos estão distribuídas em 16 microbacias (43%), com média de 1.595 cabeças de suínos por microbacia.

Considerando-se os indicadores de pressão ambiental, constata-se que as microbacias de número 32, 38, 20 e 16 apresentaram os maiores índices de pressão na relação volume anual de dejetos por unidade de área em hectares, com: 51 m³/ha/ano, 54 m³/ha/ano, 75 m³/ha/ano e 128 m³/ha/ano, respectivamente. Por sua vez, quando se considera o indicador número de cabeças por área, as microbacias de número 32, 12, 16 e 20 apresentaram os valores de 90 cab/ha, 42 cab/ha, 29 cab/ha e 21 cab/ha (Figura 4).

Vale ressaltar que não foram considerados neste estudo os demais sistemas de produção agropecuários, caso da avicultura de corte e da bovinocultura (corte e leite), bem como o fato de que o cálculo da grandeza territorial avaliou toda extensão territorial de cada microbacia, e não apenas as áreas com potencial para receberem os dejetos.

Com base nesse mapeamento da SBHLF, foi escolhida como a microbacia de referência para o aprofundamento dos estudos do projeto SA-SuAve a de número 20, MBHLC, pois foi a que apresentou maior representatividade, tanto em número de estabelecimentos como em diversidade de sistemas de criação.

A situação do manejo dos dejetos da suinocultura

Considerando a realidade no final dos anos 1990 e a atual, constata-se que as propriedades aumentaram o número de suínos alojados, bem como diversas melhorias foram realizadas nas edificações e no seu entorno. Atualmente as instalações onde os suínos são alojados e as estruturas de armazenamento dos dejetos respeitam o que preconiza a legislação ambiental, pois todas as criações de suínos precisam estar devidamente licenciadas pelo órgão ambiental para que possam operar. Além disso, adotaram práticas de manejo que visam reduzir o desperdício da água, a atração de moscas e a emissão de odores.

Outro importante avanço aconteceu em relação às alternativas para a retirada e transporte dos dejetos das esterqueiras até as áreas de agrícolas, pois no final dos anos 1990 esse serviço era realizado predominantemente pela prefeitura municipal ou via associações de agricultores, mas como a demanda se concentrava no período imediatamente antecedente à implantação das culturas de verão, não havia máquinas e equipamentos em número suficiente para atender adequadamente a totalidade de pedidos efetuados. Esse era o principal motivo apontado para justificar o frequente transbordamento das esterqueiras e a chegada dos dejetos até os cursos de água. Atualmente, esse problema já não é mencionado pelos moradores da bacia, aspecto esse que se deve tanto pelo fato de que muitos suinocultores adquiriram tratores e equipamentos para que eles próprios realizem a distribuição dos dejetos, quanto pelo aumento do número de máquinas e equipamentos disponíveis para tal atividade, quer sejam sob a responsabilidade de associações de agricultores ou por iniciativa de prestadores de serviços locais.

Assim, nas entrevistas realizadas com os moradores residentes na bacia, sejam eles suinocultores ou não, observa-se que os dejetos suínos não são mais apontados como um grande problema ambiental, pois as melhorias nas estruturas de armazenagem, o aumento na disponibilidade de equipamentos para sua distribuição e, principalmente, maior demanda pelos dejetos como fertilizante orgânico para as áreas de pastagens e de milho para silagem, aspecto esse decorrente da maior necessidade de alimentos para atender o crescimento do rebanho leiteiro no âmbito da SBHLF, aparentemente resolveram esse problema.

No entanto, não obstante a evolução na infraestrutura de máquinas para a realização das atividades de distribuição e o aumento da demanda dos dejetos, ainda se percebe poucos cuidados em relação aos critérios para a sua distribuição no solo, pois raramente as recomendações de adubação, previstas no processo de licenciamento ambiental, são respeitadas integralmente. Estudos anteriores mostraram que outro importante fator a ser considerado é a questão econômica na escolha de um sistema de gerenciamento dos dejetos de suínos, pois a má utilização do dejetos suíno como fertilizante agrícola decorre de sua composição extremamente diluída, o que inviabiliza economicamente a sua aplicação no solo (Correa et al., 2011). No entanto, o principal fator continua sendo o desequilíbrio existente entre a quantidade total de de-

jetos gerados e área agrícola disponível para a sua deposição como fertilizante, aspecto esse que será abordado de forma mais detalhada no Capítulo 2, a partir de um estudo de caso realizado na MBHLC.

Água para o consumo humano e animal

Em toda a bacia, percebe-se um crescimento no aproveitamento das águas subterrâneas, em grande parte decorrente da redução da qualidade da água superficial, bem como pelo aumento de consumo provocado pelo maior alojamento de animais, especialmente suínos e bovinos para a produção de leite.

A origem da água para o consumo humano é proveniente exclusivamente de poços tubulares profundos para 64% dos entrevistados. Os demais combinam o uso de água originária de poços tubulares, fontes protegidas, rede pública e rios. Por sua vez, 71% dos entrevistados informaram que realizam algum tipo de tratamento de água, sendo a forma predominante a filtração (86%) e a cloração (14%). Assim, a água para o consumo dos bovinos e suínos é predominantemente originária de fontes de água existentes nas propriedades (55%). As demais propriedades utilizam água proveniente de poços tubulares profundos, captação em rios e cisternas que armazenam água da chuva.

Análise da qualidade água

Na data de 18 de agosto de 2017, coletou-se água de oito diferentes pontos localizados em seis propriedades da MBHLC. As análises foram realizadas por solicitação dos agricultores, manifestada explicitamente durante a aplicação dos questionários.

Quando as amostras diziam respeito à água utilizada para o consumo humano, as mesmas foram avaliadas com base no que estabelece o Anexo XX da PRC nº 5 do Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro, de 28 de setembro de 2017 (antiga Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011). Quando não havia definição específica do uso humano, as amostras das águas superficiais foram avaliadas considerando-se a Resolução Conama nº 357/2005, e as amostras de água subterrânea considerando-se a Resolução Conama nº 396/2008 (Brasil, 2005; 2008; 2017).

Independente da classificação empregada, constata-se que todas as amostras possuíam um ou mais parâmetros em desacordo com as referidas legislações, sendo a situação mais comum a presença de coliformes totais e *E. coli*, os quais estavam presentes em todas as análises. Os valores das concentrações de fósforo total também não atenderam aos padrões da Resolução Conama nº 357/05, que estabelece como referência valores entre 0,05 mg/L a 0,15 mg/L. Apesar de se tratar de uma análise pontual, aspecto este que impede de se ter uma avaliação mais conclusiva, a legislação recomenda que águas com estas características devam ser submetidas a tratamento completo antes do consumo humano.

Considerações finais

O diagnóstico socioeconômico e ambiental se preocupou em realizar uma descrição geral das principais características da SBHLF. Além da descrição da situação atual da bacia, procurou mostrar a dinâmica de transformações que ocorreram nas últimas duas décadas e, para tal comparação, levou em contas dados de pesquisas e projetos realizados anteriormente no âmbito dessa mesma bacia.

As principais constatações do diagnóstico foram:

- A SBHLF está sofrendo uma intensa urbanização, decorrente da expansão do município de Concórdia.
- Constata-se uma acentuada redução do número de estabelecimentos que se dedicam à atividade suinícola, mas uma duplicação do número de animais alojados, pois os estabelecimentos que permaneceram na atividade aumentaram a sua escala de produção.
- Abandono das áreas de lavoura temporária, especialmente aquelas localizadas em topografia menos favorável, tendo sido estas substituídas por área de pastagens, mata nativa ou reflorestamento.
- Muitos dos estabelecimentos que abandonaram a atividade suinícola passaram a explorar a bovinocultura leiteira.

- A avicultura não sofreu grandes transformações, e a capacidade de alojamento de aves de corte foi mantida praticamente inalterada.
- As questões ambientais decorrentes da suinocultura tiveram importantes avanços, estando a totalidade das granjas comerciais de suínos licenciadas e respeitando distâncias de corpos de água, com área de reserva legal preservadas e esterqueiras dimensionadas de acordo com o volume de dejetos gerados pelos animais.
- O número de máquinas e implementos disponíveis para a distribuição dos dejetos está adequado à atual demanda e, ao contrário do passado, os agricultores não apontam mais falta de tratores e distribuidores de dejetos suínos como um dos principais problemas para o seu adequado manejo.
- O crescimento da bovinocultura leiteira e a ampliação de áreas de pastagens para a alimentação do gado aumentaram a demanda pelos dejetos líquidos de suínos, aspecto que facilitou aos suinocultores encontrarem produtores interessados em receberem os dejetos excedentes das propriedades suinícolas.
- A intensificação da produção animal, todavia, aumentou de forma considerável a produção de dejetos, bem como a relação área agrícola *versus* volume de dejetos, ou seja, a pressão sobre o ambiente em decorrência da produção animal se intensificou.
- A intensificação da produção aumentou a pressão sobre os recursos solo e água, comprometendo muitas vezes os serviços de adequada reciclagem dos nutrientes pelo solo, bem como a qualidade da água usada para o consumo humano e a dessedentação de animais de criação.
- A redução da qualidade da água, demonstrada pela contaminação por coliformes da água de fontes de agricultores da MBHLC, tem provocado um crescimento na busca pela água subterrânea, especialmente por meio da abertura de poços tubulares profundos, que se alimentam da água disponível nos aquíferos Serra Geral ou Guarani.

- A forte presença dos odores dos dejetos animais e a proliferação de insetos (mosca doméstica e, mais recentemente, da mosca verde) são os aspectos manifestados nas entrevistas com os moradores da bacia como os principais aspectos ambientais que afetam o seu bem-estar.

Referências

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Cap. V - Da vigilância em saúde. Art. 129. O Anexo XX dispõe sobre o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 190, supl., p. 360, 3 out. 2017. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. p. 58-63. Alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 7 de abr. de 2008, Seção 1, p. 64-68.

CAMPOS, Í. **Os colonos do rio Uruguai: relações entre a pequena produção e a agroindústria no oeste catarinense**. 1987. 353 f. Dissertação (Mestrado em Economia Rural e Regional) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.

CONCEIÇÃO, G. **Risco de degradação de águas superficiais em bacias hidrográficas com suinocultura intensiva**. 2013. 204 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis.

CORREA, J. C.; BARILLI, J.; REBELLATTO, A.; VEIGA, M. **Aplicações de dejetos de suínos e as propriedades do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. 18 p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 58).

EPAGRI. CEPA. **Síntese anual da agricultura de Santa Catarina 2014/2015**. Florianópolis, 2016. 153 p.

FERREIRA, A. G. Z. **Concórdia: o rastro de sua história**. Concórdia: Fundação Municipal de Cultura, 1992. 240 p.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE (SC). **Plano de manejo do Parque Estadual Fritz Plaumann**. Florianópolis: Socioambiental Consultoria Associados LTDA, 2005.

GARCIA FILHO, D. P. **Guia metodológico**: diagnóstico de sistemas agrários. Brasília, DF: FAO/INCRA/MEPF, 1999.

IBGE. **Manual técnico de geomorfologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: 2009. 182 p. (Manuais técnicos em geociências, 5).

INCRA. **Estrutura Fundiária**. Brasília, DF, 2013. Disponível em: <http://www.incra.gov.br/sites/default/files/uploads/estrutura-fundiaria/regularizacao-fundiaria/indices-cadastrais/indices_basicos_2013_por_municipio.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2019.

JOCHIMS, F.; DORIGON, C.; PORTES, V. M. O leite para o Oeste Catarinense. **Agropecuária Catarinense**, v. 29, n. 3, p.18-21, set./dez. 2016.

OLIVEIRA, P. A. V. de; ZANUZZI, C. M. da S.; SOUZA, D. O. de (Coord.). **Gestão ambiental de propriedades suínicas**: experiência do projeto suinocultura Santa Catarina - PNMA II. Florianópolis: FATMA; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 104 p.

ONGHERO, A. L. Colonização e constituição do espaço rural no oeste de Santa Catarina. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE HISTÓRIA, 27, 2013, Natal. **Conhecimento histórico e diálogo social**. Natal: ANPUH, 2013. p. 1-16.

PANDOLFO, C.; BRAGA, H. J.; SILVA JÚNIOR, V. P.; MASSIGNAN, A. M.; PEREIRA, E. S.; THOMÉ, V. M. R.; VALCI, F. V. **Atlas climatológico do estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002. CD-ROM.

PERTILE, N. **Formação do espaço agroindustrial em Santa Catarina**: o processo de produção de carnes no oeste catarinense. 2008. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 11, **Suinocultura**, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <<http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas> %2011%20Suinocultura.pdf>. Acesso em: 5 ago. 2019.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p.

TASSINARI, G.; LAUS NETO, J. A.; ROSSO, R. V; de; VIEIRA, C. F.; MIRANDA, C. R. de; POLA, A. C.; SEIFFERT, N. F. **Inventário das terras e diagnóstico socioeconômico e ambiental**: sub-bacia Lajeado dos Fragosos, Concórdia - SC. Florianópolis: Epagri, 1999. 120 p.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília, DF: MMA: SQA, 2006.

VILLANUEVA, A. V. **Manejo de Cuencas Altoandina**. Lima: Escuela Superior de Administración de Agua "Charles Sutton", 2000. Tomo 1, 516 p.



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 2

Pressão ambiental da produção
intensiva de suínos na microbacia
hidrográfica do lajeado Clarimundo

*Eduardo Lando Bernardo
Claudio Rocha de Miranda
Paulo Belli Filho*

Introdução

A suinocultura é a atividade econômica que fornece a segunda proteína animal mais consumida do mundo, sendo a China o local com maior produção mundial (51,7%), seguida da União Europeia (19,1%) e Estados Unidos da América (8,5%) (Guimarães et al., 2017).

No Brasil, a produção de carne suína ocupa o quarto lugar no ranking mundial, com 3,97 milhões de toneladas. Deste montante, o país exporta 646 mil toneladas anuais, apresentando um consumo de carne suína per capita de 15,9 kg (Embrapa Suínos e Aves, 2019).

O plantel brasileiro é de 39,17 milhões de cabeças de suínos, com 53,9% concentrados na região Sul, distribuídas nos estados de Santa Catarina, com 8,44 milhões, Rio Grande do Sul, com 6,44 milhões, e Paraná, com 6,21 milhões de cabeças (IBGE, 2017).

Além do crescimento em termos do número de animais nos últimos anos, a suinocultura tem recebido investimentos substanciais e grande evolução tecnológica em toda a cadeia produtiva (Mapeamento..., 2016).

Apesar do padrão de excelência da produção industrial de suínos no Brasil, alcançada pelo emprego de tecnologias modernas de manejo e nutrição, têm-se ainda as questões ambientais relacionadas à cadeia, as quais permanecem sendo fonte de muita apreensão em virtude do grande volume de dejetos gerados e pelo potencial impacto e comprometimento dos recursos naturais em regiões onde se concentram as atividades, tais como a eutrofização dos corpos d'água, a proliferação de vetores e o acúmulo de nutrientes no solo (Higarashi et al., 2011).

Para minimizar e/ou controlar esta problemática, a Fundação de Meio Ambiente de Santa Catarina (Fatma) atualmente denominada de Instituto de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (IMA), com o apoio de algumas instituições de pesquisa do estado, atualizou em 2014 o procedimento de licenciamento ambiental da suinocultura (Instrução Normativa nº 11), levando em consideração diversos aspectos ambientais da atividade.

A IN 11 se tornou mais abrangente e mudou os critérios necessários para a obtenção do licenciamento ambiental para a atividade de suinocultura. As principais mudanças dizem respeito ao fato que o licenciamento ambiental está condicionado ao atendimento de fatores, tais como localização das instalações, gestão da água, sistemas de armazenamento e/ou tratamento de efluentes, manejo dos dejetos e produção de dejetos e de excreção de nutrientes pelos animais e sua capacidade de reciclagem de nutrientes pelas culturas agrícolas, caso o destino dos dejetos seja como fertilizantes orgânicos. Além disso, estabelece um plano de monitoramento da qualidade do solo nas áreas agrícolas licenciadas para aplicação dos fertilizantes orgânicos (Nicoloso; Oliveira, 2016).

Embora o modelo de licenciamento ambiental da suinocultura tenha sido revisado recentemente, a abordagem legal acerca da prática do uso de dejetos como fertilizantes de solo é um aspecto que recebe pequena atenção por parte dos produtores, assistência técnica e dos órgãos de fiscalização ambiental.

Pesquisas (Berto, 2004; Segnanfredo, 2007; Conceição, 2013; Couto, 2014) têm demonstrado que aplicações continuadas sobre uma mesma área podem promover o acúmulo excessivo de nutrientes nos solos cultivados. Dessa forma, pode ocorrer o transporte de nutrientes, como o fósforo (P), para ambientes aquáticos por meio do escoamento superficial e/ou percolação, causando desequilíbrios ambientais (Batjes, 1991; Sharpley, 2003).

Em que pese o solo ser o local de destino predominante dos dejetos de suínos provenientes da produção intensiva, há grande carência de informações referentes à localização espacial e características físico-ambientais das áreas onde os dejetos são aplicados, bem como a sua avaliação em nível de bacia hidrográfica. Essa lacuna de informações tem impedido que o processo de destino dos dejetos ocorra de modo mais eficiente e sustentável.

Diante disso, é inquestionável a necessidade da implementação de novas medidas e estratégias que contribuam para o aumento da eficiência no uso de fertilizantes orgânicos nas áreas agrícolas (Oilseeds..., 2012) e que atendam minimamente os requisitos de capacidade física e ambiental destes locais (Basnet et al., 2001; Ogbuewu et al., 2012).

O dinamismo da atividade e as deficiências estruturais dos órgãos públicos de controle e regulação ambiental do estado de Santa Catarina justificam, pelo menos em parte, essa precariedade. Como os mecanismos de coleta, atualização e gestão da informação são bastante precários, o diagnóstico da questão ambiental da suinocultura tem sido realizado a partir de informações parciais, defasadas temporalmente e normalmente inadequadas para o estabelecimento de uma avaliação ambiental mais ampla (Miranda, 2005).

Outro aspecto relevante se deve ao fato de o processo de licenciamento ambiental não considerar uma visão integrada da bacia hidrográfica onde ocorre a produção de suínos, pois analisa a viabilidade da atividade no estabelecimento rural de forma isolada do seu contexto no âmbito do território.

Entretanto, as geotecnologias se apresentam como ferramentas que possibilitam reduzir a carência de informações, bem como permitem uma avaliação integrada do espaço em análise, e o seu uso tem crescido nos últimos anos (Lagacherie; Mcbratney, 2012; Ten Caten; Dalmolin, 2014).

Ainda, a atribuição de uma visão sistêmica passa a ser fundamental para a compreensão dos fenômenos e da dinâmica dessas relações, permitindo, assim, estudos e pesquisas mais acuradas a respeito de sua estrutura, organização, dinâmica e evolução espaço-temporal dos elementos nela inseridos (Christofolett, 1999). Entendem-se, desta forma, as propriedades agropecuárias como subsistemas inseridos no grande sistema bacia hidrográfica, onde se expressam as características de organização socioeconômica e a sua distribuição na paisagem.

Este estudo adota a microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC) (Figura 1) como unidade de pesquisa. O recorte espacial está localizado entre as coordenadas geográficas: latitude: 27°12'7.77"S e longitude: 52°8'12.05"W, sob domínio da sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos, situada na porção noroeste do município de Concórdia, oeste do estado de Santa Catarina, Brasil.

A escolha da bacia hidrográfica para o estudo de caso se deve à sua representatividade no contexto local e regional em termos socioeconômicos e ambientais. Além disso, o conhecimento prévio e o conjunto de dados e informações de outras pesquisas foram elementos importantes para a determinação do recorte espacial de análise.

Com isso, teve-se por objetivo identificar a pressão ambiental da produção intensiva de suínos na MBHLC por meio da integração e combinação de dados primários com o uso de geotecnologias livres. Ainda, a caracterização físico-ambiental e fundiária foi um elemento importante para avaliação da gestão dos dejetos no ambiente.

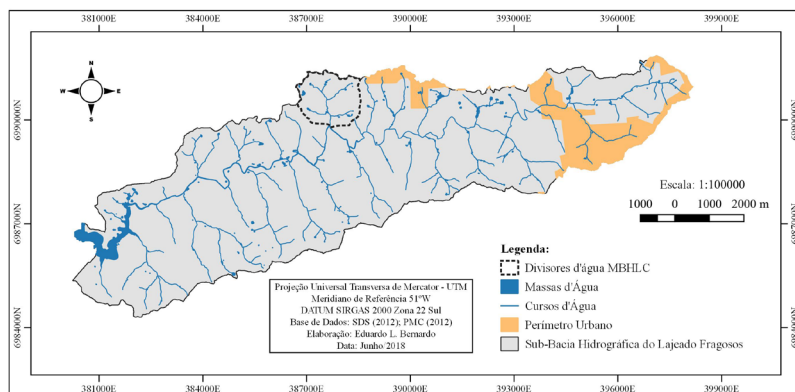


Figura 1. Mapa de delimitação da área da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC) na sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos, Concórdia, SC, Brasil.

Metodologia

Delimitação da área de pesquisa

A determinação e a delimitação do espaço geográfico de análise foram apoiadas nos fundamentos da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, a qual institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, e tem a referência da bacia hidrográfica (nas suas mais diversas escalas) como a unidade territorial para o pla-

nejamento e gestão dos recursos naturais. Considera-se a bacia hidrográfica como um sistema físico e aberto, composto pelos elementos naturais (água, solo, clima, fauna, flora, etc.) e os elementos socioeconômicos (agricultura, pecuária e população), onde suas inter-relações ocorrem e são representadas na paisagem (Tucci, 2014).

Caracterização física

Os parâmetros utilizados para a caracterização física compreendem, basicamente, quatro itens: hierarquia fluvial, análise linear, análise areal e análise hipsométrica, conforme Horton (1945), Strahler (1952), Villela e Mattos (1975) e Christofletti (1980).

Caracterização ambiental

Para caracterização dos aspectos ambientais, em especial do uso da terra e das grandezas espaciais na MBHLC, utilizaram-se técnicas de processamento digital de imagens de satélite e geoprocessamento. Para a classificação do uso da terra, utilizou-se imagem do satélite Sentinel-2, passagem de 28 de janeiro de 2017, formato GEOTIFF, bandas: 02, 03, 04 e 08, azul, verde, vermelho e infravermelho, respectivamente, projeção UTM (Universal Transversa de Mercator) Zona 22, Datum WGS84 com grid de refletância e termal de 10 m e resolução radiométrica de 12 bits.

A preparação das imagens foi executada no software QGIS, em duas fases. A primeira foi a reprojeção das cenas para o alvo de estudo (DATUM SIRGAS 2000, zona 22 Sul). Posteriormente, utilizou-se a ferramenta mosaico para a junção das bandas em arquivo único GEOTIFF, levando em consideração a composição de interesse (falsa cor natural RGB/08-04-03 e 04-08-03). Na sequência, a imagem foi importada para o software *eCognition*, onde se aplicou o realce de contraste por equalização de histograma para melhor visualização e diferenciação das classes água, capoeira, reflorestamento, pastagem naturalizada, lavoura temporária, fruticultura/erva mate, servidão administrativa e/ou de uso público.

Em seguida, aplicou-se o algoritmo *segmentation multiresolution* para a segmentação baseada em objeto dos recortes de análise, levando em consideração as características de heterogeneidade espacial (forma, compactidade, suavidade e cor) e escala (tamanho dos segmentos a serem gerados), alternando os processos (alternativa e erro) até encontrar a melhor e mais adequada diferenciação (separação) e visualização dos alvos de interesse.

Com o processo de segmentação concluído, determinaram-se as classes de uso do solo. Após, iniciou-se o processo de classificação supervisionada, que foi executada em duas etapas. A primeira consistiu na seleção das amostras (*samples*), com a definição das classes adotadas em feições segmentadas. Buscou-se selecionar o maior número de amostras que correspondessem às diferentes respostas espectrais, a fim de reduzir ao mínimo a possibilidade de segmentos não classificados.

Com a etapa de seleção amostral concluída, passou-se à etapa de classificação das imagens, adotando-se o algoritmo *basic classification*. O resultado da classificação foi exportado em arquivo vetorial para o software QGIS para a visualização quantitativa dos resultados das classes e a produção e elaboração dos mapas e análises dos resultados. Os resultados quantitativos das áreas de cada classe analisada foram obtidos por meio da utilização de calculadora de atributos para vetores.

Caracterização socioeconômica

Como ferramenta e instrumento de coleta de dados das características econômicas e sociais do espaço geográfico de análise (grupo social inserido na unidade de pesquisa), foi utilizado um questionário. Para construção do questionário, seguiram-se alguns critérios básicos para lógica no processo, como evitar palavras e/ou perguntas indiscretas e sugestivas que de alguma forma poderiam comprometer o processo de coleta de dados; utilizar perguntas fechadas, alternativas e de escala; e fazer sigilo quanto à identificação e localização (incluindo aqui, a localização geográfica) das amostras de pesquisa. Aplicou-se um questionário em cada estabelecimento produtor de suínos industrial na área de drenagem da MBHLC.

Caracterização fundiária

A caracterização fundiária dos estabelecimentos rurais na MBHLC foi realizada com base nos dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR), disponíveis na plataforma de consulta pública do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SiCAR). Utilizaram-se os metadados do município de Concórdia para as declarações feitas até junho de 2018, fazendo o recorte para os estabelecimentos de interesse (imóveis e/ou posses rurais localizados na área de drenagem da microbacia).

Balanço simplificado de fósforo (P)

O balanço de nutrientes é uma das ferramentas para avaliação do uso de fertilizantes para o solo na agricultura, que representa a diferença entre a saída de nutrientes pelo consumo das culturas agrícolas (exportação) e a sua entrada no sistema via adubação (International Plant Nutrition Institute, 2020).

As informações geradas pelo balanço indicam que saldos negativos, onde a exportação extrapola a adubação, ocorrem pela redução da fertilidade do solo, ou seja, por insuficiência nutricional para as plantas e redução direta de produtividade, e saldos positivos, geralmente, são associados ao aumento da fertilidade do solo e produtividade. Entretanto, representam um grande risco de perda e/ou acúmulo de nutrientes quando aplicados em excesso e, consequentemente, ocorrem desequilíbrios ambientais, com impactos na biodiversidade, solo, ar e recursos hídricos.

Assim, a utilização do balanço de nutrientes como método para a avaliação da adubação orgânica via dejetos líquidos de suínos pode contribuir para o reconhecimento das demandas e ofertas de nutrientes nos sistemas agropecuários a serem analisados, tanto em aspectos agronômicos como ambientais.

Propõe-se a utilização de modelo simplificado para a tomada de decisão mediante a utilização de dados disponíveis nas suas diversas escalas (propriedade rural, bacia hidrográfica, município, etc.), sem necessidade de investimentos e/ou equipamentos sofisticados (Seganfredo, 2003).

O modelo simplificado se estrutura no balanço de oferta e demanda do nutriente fósforo (indicador: nutriente pouco móvel no solo e que reflete satisfatoriamente o histórico de adubação), considerando os seguintes dados e critérios:

- área total e área efetiva agrícola (incluindo as rotações) do recorte espacial de análise;
- número de cabeças de animais e sistemas de criação de todas as espécies existentes por unidade de produção;
- tipos de culturas praticadas, com expectativa de rendimento médio de produção (demandas);
- condição de uso dos dejetos e taxas de excreção média de fósforo diária dos animais por espécie e fase de produção (ofertas).

Os dados acerca das demandas (necessidades nutricionais das plantas) são baseados no conceito de adubação de manutenção e apresentados no manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (Manual..., 2016). Os valores referentes às ofertas (taxas de excreção média de nutrientes via dejetos animais) foram obtidos da Instrução Normativa nº 11 do Instituto do Meio Ambiente (IMA) do estado de Santa Catarina (Santa Catarina, 2014).

O cálculo do balanço simplificado segue a fórmula:

$$BF = \left((AL * MR) + ((ER - RR) * AD) \right) - (NA * TE)$$

Onde:

BF: Balanço de fósforo (P_2O_5) kg/ano

AL: Área total da lavoura em ha

MM: Valor de manutenção para o rendimento referência em termos de fósforo (P_2O_5) em kg/ha

ER: Valor da expectativa de rendimento em t/ha

RR: Valor de rendimento referência em t/ha

AD: Valor adicional para expectativa de rendimento em t/ha

NA: Número de cabeças animais de um sistema de produção

TE: Taxa de excreção média por cabeça animal em kg/ano

Os dados para a aplicação do balanço simplificado foram obtidos dos processos de licenciamento ambiental do IMA do estado de Santa Catarina e da aplicação dos questionários para todos os estabelecimentos com produção industrial de suínos inseridos na área de drenagem da MBHLC.

Base de dados e sistema de informação geográfica

A estrutura e a organização dos dados e informações gerados a partir da utilização dos instrumentos de coleta (dados primários e secundários) e por meio de técnicas de geoprocessamento foram estabelecidas em um banco de dados geográficos (*geodatabase*), o qual corresponde a um diretório digital que armazena e possibilita a consulta dos dados nos seus diversos tipos (cadastrais e não cadastrais, numéricos, imagens, etc.) e análise integrada da paisagem através dos diferentes métodos de avaliação empregados.

Utilizou-se o *PostgreSQL* como sistema gerenciador de banco de dados (SGBD), acoplado à aplicação do *PostGIS* e integrado ao software de geoprocessamento *QuantumGIS*, o que oportunizou a união dos dados e informações descritivas das diferentes metodologias de caracterização aplicadas a uma referência geográfica, permitindo assim a espacialização das informações para sua representação através de mapas.

Ainda, a utilização do conceito de softwares livres para os SIGs empregados nesta pesquisa possibilitou a utilização deste instrumento para entrada, armazenamento, recuperação, manipulação e análise de um grande volume de dados sem custo, o que permitiu a sua ampla utilização como ferramenta auxiliar dos demais estudos que são desenvolvidos na MBHLC.

Resultados e discussão

A MBHLC tem área total de drenagem de 2,343 km², perímetro de 6,442 km e comprimento axial de 1,657 km. Os dados e características geométricas da bacia estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Características geométricas da microbacia hidrográfica do lajeado Clari-mundo.

Índice	Valor
Coeficiente de compacidade (Kc)	1,18
Fator de forma (Kf)	0,86
Índice de circularidade (Ic)	0,71
Índice entre o comprimento e a área da bacia (ICo)	1,34

Com relação aos dados obtidos para o coeficiente de compacidade (1,18), fator de forma (0,86), índices de circularidade (0,71) e entre o comprimento e a área da bacia (1,34), a MBHLC apresenta baixa tendência a enchentes. Conforme destacam Villela e Mattos (1975), “uma bacia com um fator de forma baixo é menos sujeita a enchentes que outra de mesmo tamanho, porém com maior fator de forma”; ainda, Christofolletti (1980) complementa, “a contribuição dos tributários atinge o curso d’água principal em vários pontos ao longo do mesmo, na qual a concentração de todo o deflúvio da bacia se dá num só ponto”.

Tais características geométricas são integradas aos padrões de drenagem da bacia, que se constituem em um total de seis cursos d’água perenes¹, tendo o rio principal 1,668 km de extensão. De acordo com a linha geral de escoamento destes recursos hídricos na MBHLC, e em relação à inclinação das camadas geológicas da área, são classificados como rios consequentes, cujos cursos foram determinados pela declividade da superfície terrestre, em geral coincidindo com a direção da inclinação principal das camadas. Tais rios

¹ São cursos hídricos que contêm água durante todo o tempo. O lençol subterrâneo mantém uma alimentação contínua e não desce nunca abaixo do leito do curso d’água, mesmo durante as secas mais severas (Christofolletti, 1980).

formam cursos de lineamento reto em direção às baixadas, compondo uma drenagem paralela (Christofoletti, 1980).

Já em relação ao escoamento global da bacia, ela é classificada como exorreica, definida devido ao escoamento das águas na área de drenagem se fazer de modo contínuo até bacias maiores, que integram uma rede de drenagem que desemboca diretamente no nível marinho (Christofoletti, 1980).

Com relação à disposição fluvial dos cursos d'água, a classificação sistemática do arranjo espacial é denominada como drenagem dendrítica, ou seja, estes rios se distribuem em todas as direções sobre a superfície do terreno e se unem formando ângulos agudos de graduações variadas, mas sem chegar a um ângulo reto (Christofoletti, 1980).

Em se tratando do grau de ramificação ou bifurcação dos cursos hídricos, considera-se a bacia em análise como ordem 3 sob a ótica de Strahler (1952), apresentando na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação dos cursos d'água na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

Ordem	Nº de rios (segmentos)	Comprimento total (km)	Comprimento vetorial total (km)
1	6	3,053	2,798
2	2	1,260	1,167
3	1	0,365	0,324
Total	9	4,678	4,289

Evidencia-se a predominância de cursos d'água de ordem 1 na bacia. Estes rios correspondem às áreas de nascente, diferenciadas por se situarem em áreas elevadas e de maior declividade. Apresentam regime mais turbulento e irregular, caracterizadas mais por sua velocidade do que por seu volume. Além disso, a rapidez de resposta em casos de precipitação gera aumento repentino da vazão como no retorno à situação natural quando cessada a chuva (Torres; Machado, 2012).

Ainda, Christofolletti (1980) considera que, sob condições geográficas e climáticas similares, a descarga e outras características hidrológicas dependem, em grande parte, do número de canais existentes em um determinado território.

Com o estabelecimento do ordenamento ou hierarquização fluvial da MBHLC, possibilitou-se a determinação das características lineares da área, englobando os índices e relações a propósito da rede hidrográfica ao longo das linhas de escoamento, conforme Tabela 3.

Tabela 3. Classificação dos cursos d'água na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

Ordem	Nº de rios	<i>Rb</i>	<i>Rlm</i>	<i>Rlb</i>	<i>Rev</i>
1	6	-	-	-	-
2	2	0,29	0,21	0,73	0,58
3	1	0,33	0,18	0,54	0,40

Rb: relação de bifurcação; *Rlm*: relação entre o comprimento médio dos canais de cada ordem; *Rlb*: relação entre o índice do comprimento médio dos canais e o índice de bifurcação e *Rev*: relação do equivalente vetorial.

Os dados obtidos com a relação de bifurcação indicam que as regiões de vertentes estão situadas em relevo bem dissecado e distribuição desigual, com morros e colinas bem desenvolvidas (Castro; Carvalho, 2009).

Para a relação entre o comprimento médio dos canais de cada ordem, os dados apresentam equilíbrio entre as extensões longitudinais da ordem 1 e 2 e significativa variação da ordem 2 para 3, que se justifica devido a ser o curso principal. Já para a relação entre o índice do comprimento médio dos canais e o índice de bifurcação, expressa alto grau de desenvolvimento da drenagem, também indicado pelos valores encontrados para a relação do equivalente vetorial (Christofolletti, 1980).

À medida que a ordem dos canais aumenta, existe uma tendência da diminuição das declividades, caracterizando uma área de redução dos fluxos de velocidade hídrica, onde podem ocorrer deposições de sedimentos oriundos do trecho superior, bem como a uniformização das vazões (Christofolletti, 1980).

Estes padrões de drenagem exibem informações que indicam a maior ou menor velocidade com que a água deixa a bacia de drenagem, regulada parcialmente pelo rio principal, que apresenta extensão vetorial de 1,394 km, determinando as seguintes características areais (Tabela 4).

Tabela 4. Características areais da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

Índice	Valor
Densidade de drenagem (Dd)	2,00 km/km ²
Densidade de rios (Dr)	2,56 km ²
Extensão média do escoamento superficial (I)	0,13 km
Coefficiente de manutenção (Cm)	500,86 m ² /m
Sinuosidade do curso d'água	1,20

O valor obtido com o índice da densidade de drenagem demonstra uma bacia bem drenada (Villela; Mattos, 1975). Com relação à densidade de rios, indica moderado escoamento fluvial por unidade de área. O índice da extensão média do escoamento superficial exibe potencial de transporte de água sobre a superfície do solo da bacia, ou seja, mais rápidas as águas pluviais atingirão as calhas fluviais, diminuindo o período de infiltração e aumentando a parcela relativa ao escoamento superficial (Carrilho et al., 2008).

Para o coeficiente de manutenção, o valor encontrado determina que a bacia apresenta um ótimo sistema de drenagem, principalmente em relação a sua distribuição sobre a área. Já para o índice de sinuosidade do curso d'água, caracteriza-se como meândrico, com potencial controle na velocidade do escoamento fluvial na bacia (Lopes, 2007).

A variação de declividade do rio principal é de 120 m (S1) da nascente principal até a foz. Em relação à compensação de áreas (S2), apresenta média de declividade de 45°, a partir das vertentes em direção à foz ou exutório da bacia, e para a declividade equivalente constante (S3) representa declividade de 0,061 m/m, ou seja, o tempo de percurso da água ao longo da extensão do perfil longitudinal do rio é reduzida, determinando um bom escoamento fluvial, com velocidades entre os canais do sistema de drenagem, conforme visualizado no Figura 2.

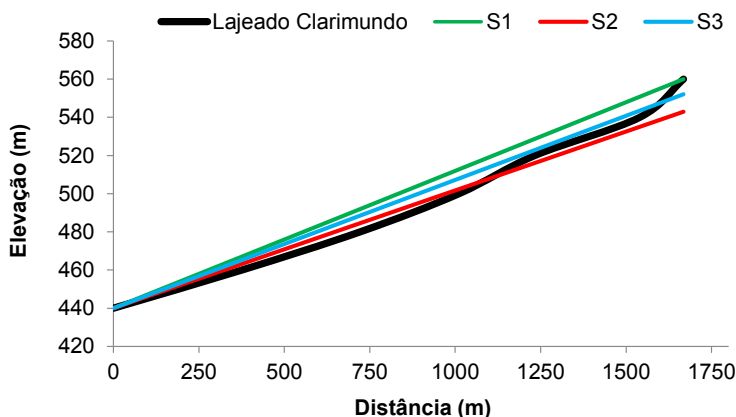


Figura 2. Perfil longitudinal do rio principal, microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

As características do relevo também são informações importantes, pois a declividade dos terrenos controla em boa parte a velocidade com que se dá o escoamento superficial, afetando, portanto, o tempo que leva a água da chuva para se concentrar nos leitos fluviais que constituem a rede de drenagem em cada setor da bacia (Villela; Mattos, 1975).

A distribuição percentual das declividades na MBHLC apresenta média de 0,2820 (28%) e mediana de 0,3250 (32%), demonstrando que a bacia possui, em média, terrenos forte ondulados² (Figura 3), de acordo com as classes clinográficas do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos, et al., 2018).

² São superfícies de topografias movimentadas, formadas por outeiros e/ou morros, com declives fortes, predominantemente variáveis de 20% a 45%.

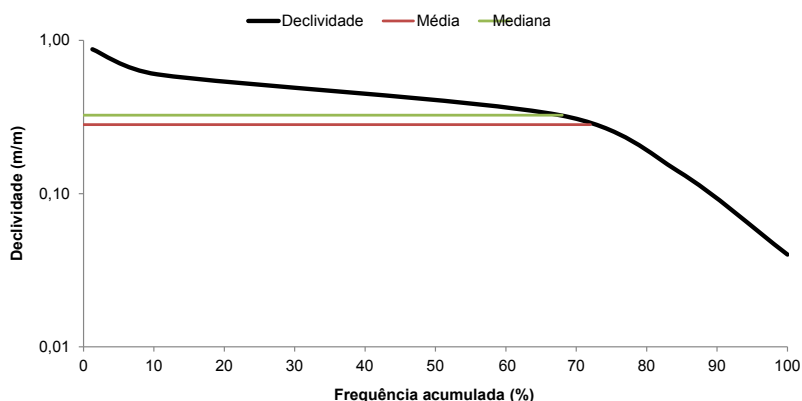


Figura 3. Curva de distribuição da declividade da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

A declividade média de uma bacia hidrográfica se constitui em um parâmetro para identificar as áreas, ou parte delas, mais vulneráveis à atuação de processos erosivos (Figura 4), pois a declividade controla em grande medida a velocidade com que se dá o escoamento superficial, afetando assim a maior ou menor infiltração da água, oportunizando picos de inundação e/ou maior suscetibilidade de erosão dos solos (Torres; Machado, 2012).

Com relação à variação da elevação (distribuição altimétrica do terreno - Figura 5) na bacia com referência ao nível do mar, apresenta altitude média de 575 m, com amplitude altimétrica de 200 m (Figura 6).

A variação e a elevação média de uma bacia são, também, importantes pela influência que exercem sobre a precipitação, sobre as perdas de água por evaporação e transpiração e, conseqüentemente, sobre o deflúvio médio, onde grandes variações de altitude numa bacia acarretam diferenças significativas na temperatura média (Villela; Mattos, 1975).

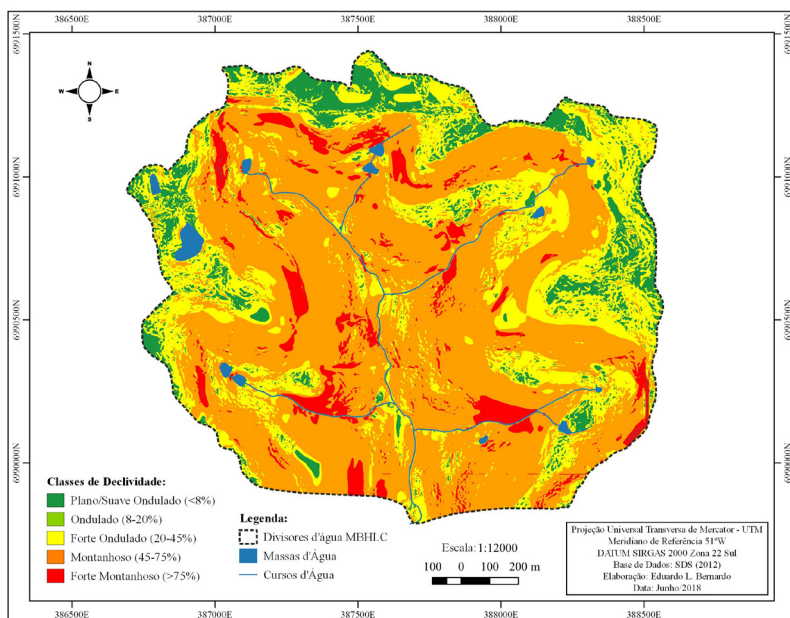


Figura 4. Mapa clinográfico da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

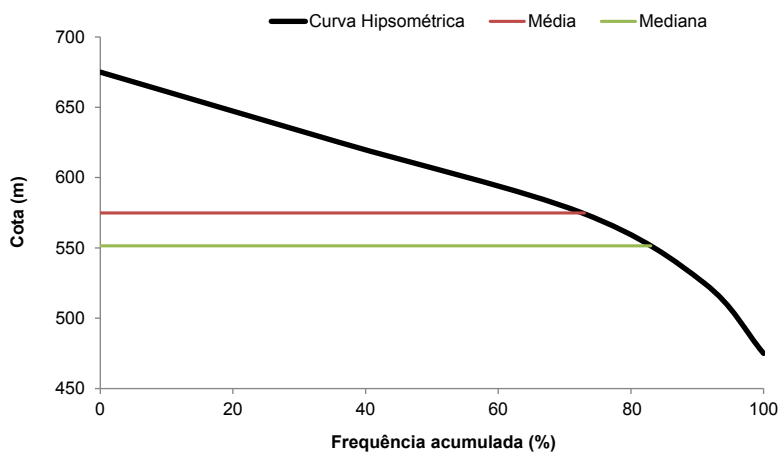


Figura 5. Curva hipsométrica da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

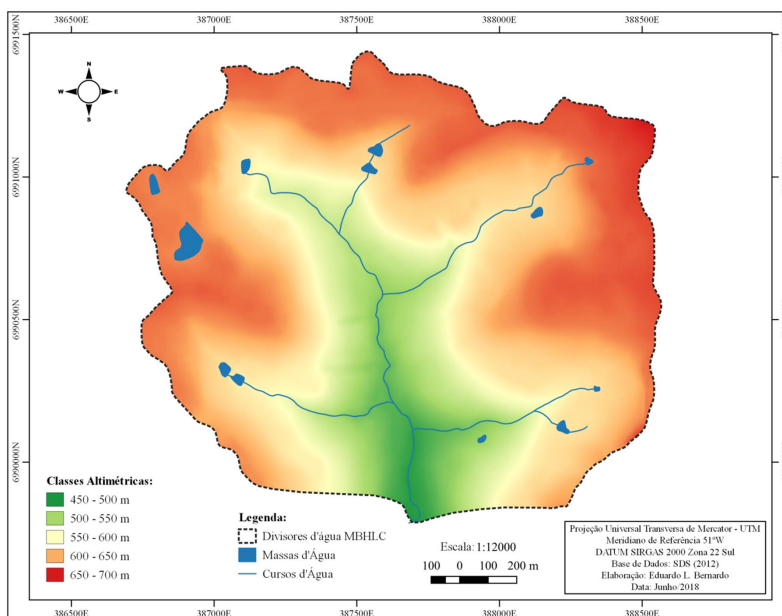


Figura 6. Mapa altimétrico da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

Com relação aos índices adimensionais agregados à análise hipsométrica da MBHLC, a razão de relevo apresentou valor de 119,3, determinando elevado desnível entre a cabeceira e o exutório, inferindo que o relevo é predominantemente irregular, indicando instabilidade, com moderada movimentação topográfica, e refletindo uma íntima relação infiltração-deflúvio.

Para o índice de rugosidade, o valor obtido foi de 397,32, o que indica considerável amplitude altimétrica nas vertentes em relação à densidade de drenagem nos terrenos da MBHLC, apontando vertentes longas e íngremes.

O uso da terra na MBHLC é caracterizado pela predominância de áreas de floresta secundária, em sua maioria classificada em estágio sucessional inicial de regeneração, com pequenos fragmentos em estágio médio (Figura 7).

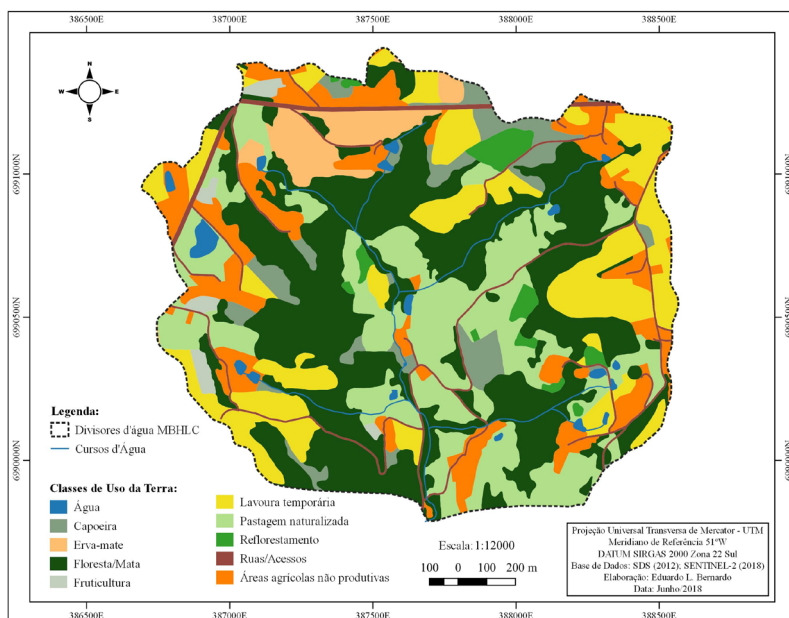


Figura 7. Mapa de uso da terra da microbacia hidrográfica do Lajeado Clarimundo.

A área de floresta/mata representa 34,5%, seguida da classe pastagem naturalizada (área destinada ao pastoreio do gado, composta basicamente por gramíneas, com baixa aplicação tecnológica) com 20,7%, lavoura temporária (cultivo de plantas de curta e/ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, em especial para grãos e leguminosas para forragem) com 16,2%, áreas agrícolas não produtivas (compreende as áreas não produtivas no estabelecimento, integrando as benfeitorias, áreas de lazer e demais espaços públicos e/ou privados) com 11,6%, áreas de capoeira (compostas por vegetação secundária, principalmente gramíneas e arbustos isolados, também reconhecidas em estado de pousio) com 5,3%, silvicultura (área de composição, trato e cultivo de povoamentos florestais, para produção de alimentos e/ou matérias-primas para indústria) com 5,2%, ruas/aceiros e servidões administrativas de uso público com 3,7%, reflorestamento (espécies exóticas de crescimento acelerado, como *pinus sp.* e *eucalyptus sp.*, para produção de madeira) com 2,1%, e água com 0,7%.

Ainda, na área da MBHLC estão inseridos 25 imóveis e/ou posses rurais, com pelo menos uma parcela da propriedade na área da bacia, de acordo com os dados disponíveis pelo Cadastro Ambiental Rural (CAR). O perfil fundiário é caracterizado basicamente por minifúndios³, com média de 9,3 ha de área por imóvel e/ou posse rural (Figura 8).

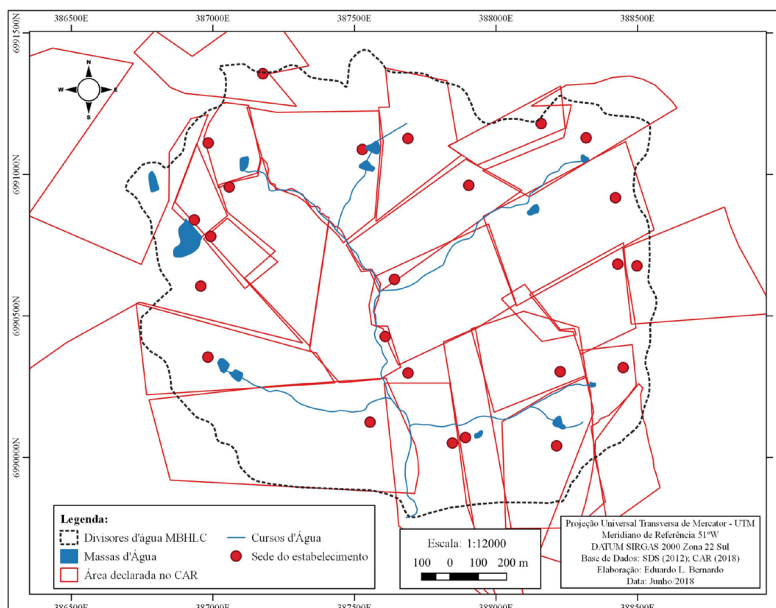


Figura 8. Distribuição fundiária na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

A situação da posse da terra nos estabelecimentos da MBHLC se encontra em sua maioria sob a exploração de seus proprietários, que representam 95%, restando apenas 5% sob condição de arrendatários. Com relação à moradia, a média de unidades de residência ocupadas por estabelecimento é de duas casas, que acomodam em média quatro pessoas por propriedade.

³ Para a classificação dos imóveis, utilizou-se a definição indicada na Lei nº 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, que leva em conta o módulo fiscal, que varia de acordo com cada município, classificados em: minifúndio (imóvel rural com área inferior a 1 módulo fiscal); pequena propriedade (o imóvel de área compreendida entre 1 e 4 módulos fiscais); média propriedade (imóvel rural de área superior a 4 e até 15 módulos fiscais); e grande propriedade (imóvel rural de área superior 15 módulos fiscais). Para o município de Concórdia (SC), a equivalência de 1 módulo fiscal corresponde a uma área de até 18 hectares.

A mão de obra com dedicação integral de trabalho no estabelecimento apresenta média de duas pessoas. A média de idade da população inserida na microbacia é de 41 anos.

A principal atividade econômica é a suinocultura, com dez estabelecimentos produtores, conjuntamente com a bovinocultura de leite e agricultura diversificada. O plantel animal na MBHLC é de 5.125 suínos em terminação e 792 matrizes, distribuídas em duas unidades produtoras de leitões (UPL), duas unidades produtoras de desmamados (UPD), cinco terminadores e uma unidade de ciclo completo.

Toda produção de suínos é desenvolvida no sistema de integração, com dominância da empresa Brasil Foods S.A. (BRF S.A.), com 5.125 suínos terminados por ano. As demais empresas são JBS S.A., Cooperativa de Produção e Consumo Concórdia (Copédia), Cooperativa Agroindustrial Salto Veloso (Coopersalto), Frigorífico Ana Rosa Ltda., e Frigorífico Varpi Ltda., para matrizes com 792 cabeças.

Em termos de demanda de água para produção animal, o volume requerido anualmente para atender o plantel de suínos na área da MBHLC é de 25,4 mil metros cúbicos por ano (Tabela 5). O abastecimento de água para os estabelecimentos produtores tem origem subterrânea, com o tratamento e a distribuição feitos pela Associação de Moradores e Agricultores de Santo Antônio.

Tabela 5. Quantitativos animais e demanda de água por sistema de produção (total) de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

Sistema	Nº de cabeças	Demanda de água (m³/ano) ¹
Terminação	5.125	15.526,2
UPL	592	7.627,6
UPD	185	1.877,2
Ciclo completo	15	399,1
Total	5.917	25.430,1

¹Os valores de demanda de água por sistema de produção foram obtidos a partir da Instrução Normativa Nº 11 - Suinocultura, do Instituto de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (IMA).

Fonte: Disponível em <<http://www.ima.sc.gov.br/index.php/downloads/licenciamento-ambiental/instrucoes-normativas-1/in11/2572-in11-suinocultura>>.

Para dejetos, o manejo é em sua totalidade na forma líquida, utilizado como fertilizante de solo, em especial nas áreas de lavoura temporária e pastagem naturalizada. O balanço simplificado de nutrientes considerou como oferta a taxa de excreção de fósforo (P_2O_5) via dejetos líquidos de suínos (DLS), de acordo com o sistema produtivo e da parcela utilizada e aplicada como fertilizante do solo nos estabelecimentos conforme declarado por cada produtor (Tabela 6).

Tabela 6. Quantitativos animais, produção e utilização de DLS nos estabelecimentos produtores de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

Sistema de produção	Nº de cabeças	Volume de DLS produzido (m³/ano)	% utilizada do DLS ¹	Volume de DLS utilizado (m³/ano)
Terminação	1.875	3.078,7	50	1.539,3
Terminação	1.250	2.052,5	100	2.052,5
Terminação	800	1.313,6	100	1.313,6
Terminação	750	1.231,5	100	1.231,5
Terminação	450	738,9	100	738,9
UPL	352	2.929,3	50	1.464,7
UPL	240	1.997,2	70	1.398,1
UPD	140	827,8	100	827,8
UPD	45	266,0	70	186,2
Ciclo completo	15	257,8	100	257,8
Total	5.917	14.693,6	-	11.010,4

¹Corresponde à parcela de dejetos líquidos utilizada como fertilizante de solo no estabelecimento, desconsiderando a parcela destinada à cedência em outras áreas, segundo os dados declarados no questionário.

Como demandas, consideraram-se a exigência nutricional das plantas e o rendimento médio para cada cultura praticada, seguindo os conceitos de adubação de reposição para atendimento às expectativas de produção das culturas para a região.

A Tabela 7 apresenta o balanço simplificado do nutriente fósforo (P_2O_5) para os estabelecimentos analisados, considerando apenas a parcela utilizada nas propriedades e na área de drenagem da MBHLC.

Tabela 7. Síntese do balanço simplificado de fósforo (P_2O_5) nos estabelecimentos produtores de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

Sistema de produção	Área agrícola útil (ha) ¹	Oferta de P_2O_5 via DLS (kg/ano)	Demanda de P_2O_5 nas culturas agrícolas praticadas (kg/ano) ²	Balanço de P_2O_5 (kg/ano)
Terminação	7,0	4.031,3	280,0	3.751,3
Terminação	8,5	5.375,0	1.892,5	3.482,5
Terminação	6,5	3.440,0	975,0	2.465,0
Terminação	7,0	3.225,0	830,0	2.395,0
Terminação	11,0	1.935,0	440,0	1.495,0
UPL	8,0	1.936,0	640,0	1.296,0
UPL	6,5	1.848,0	1.295,0	553,0
UPD	10,0	2.520,0	1.320,0	1.200,0
UPD	2,0	567,0	300,0	267,0
Ciclo completo	15,0	739,5	1.645,0	-905,5
Total	81,5	25.616,8	9.617,5	15.999,3

¹Corresponde ao somatório das áreas agrícolas (lavouras temporárias, pastagem naturalizada e demais culturas florestais) utilizadas nos estabelecimentos, de acordo com os dados declarados no questionário e conferidos via utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

²Os valores seguem as práticas declaradas em questionário para as culturas agrícolas utilizadas nos ciclos anuais e seus respectivos rendimentos médios encontrados para região, de acordo com o Manual de Adubação e Calagem dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (2016).

A taxa média de aplicação de fósforo (P_2O_5) para as áreas de culturas agrícolas no âmbito dos estabelecimentos é de 314,3 kg/ha/ano, já em termos de volume de DLS é de 135,1 m³/ha/ano.

Os valores indicam saldo positivo (15,9 t/ano de fósforo), ou seja, utilização de DLS que excede as demandas culturais praticadas. Vale ressaltar que estes valores não levam em consideração a carga advinda de outras atividades pecuárias, como o caso da bovinocultura de corte e de leite, bem como dos possíveis saldos já acumulados no solo e da adubação química praticada.

Ainda, as áreas que recebem os DLS como fertilizantes de solo estão situadas, em grande parte, em terrenos com declividade acentuada e muito próximos aos cursos d'água, conforme se observa na Figura 9.

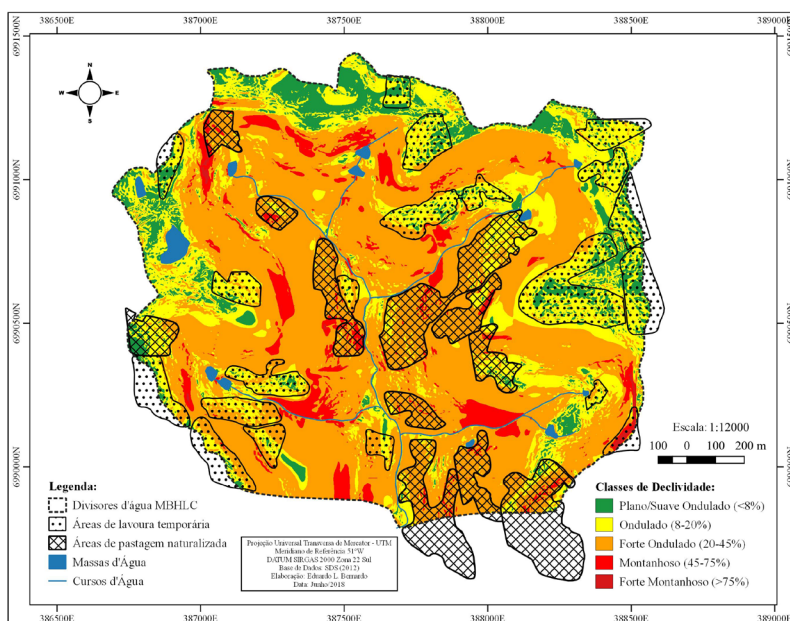


Figura 9. Localização das áreas agrícolas que recebem DLS como fertilizantes de solo na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo.

As áreas de lavoreira temporária situam-se em terrenos com declividade que variam de 8% a 20% (ondulado), em sua grande maioria, e as áreas de pastagem naturalizada estão localizadas em terrenos forte ondulados, com declividades que variam de 20% a 45%.

A contaminação dos corpos d'água por escoamento superficial advindo das áreas que utilizam DLS como fertilizantes é um processo influenciado por fatores de clima, tipo e uso do solo, manejo da terra e aspectos físico-ambientais, em especial a declividade (Bêrziņa; Sudārs, 2010; Wortmann, 2013). Ainda, estima-se que menos de 25% de todo P aplicado anualmente nas áreas agrícolas é absorvido pelas culturas, sendo o restante (75%) fixado ao perfil do solo ou se perdendo para a água, por conta do escoamento superficial em áreas de declividade acentuada (Morgan, 1997).

Considerações finais

A densidade de suínos na área da MBHLC é cinco vezes maior que no município de Concórdia (maior produtor do estado de Santa Catarina) e 56 vezes maior que no território brasileiro. Além disso, as características físico-ambientais da MBHLC apresentam restrições quanto ao uso do solo em relação aos aspectos de declividade, bem como os resultados gerados a partir do balanço simplificado de nutrientes destacam um desbalanço de P de 62,4%.

Referências

BASNET, B. B.; APAN, A. A.; RAINE, S. R. Selecting suitable sites for animal waste application using a raster GIS. **Environmental Management**, v. 28, n. 4, p. 519-531, Oct. 2001. DOI: 10.1007/s002670010241.

BATJES, N. H. Mapping of Soil and Terrain Vulnerability to Specified Chemical Compounds in Europe at a Scale of 1:5 M. **CTB/ISRIC**, v. 1, n. January, p. 1-19, 1991.

BERTO, J. L. **Balanço de nutrientes em uma sub-bacia com concentração de suínos e aves como instrumento de gestão ambiental**. 2004. 214 f. Tese. (Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BÊRZIÑA, L.; SUDĀRS, R. The Concept of Phosphorus Index for Identification of phosphorus loss risk. **LLU Raksti**, v. 25, n. 320, p. 13-26, 2010.

CARRILHO, L. V. de M.; SANTOS, K. M. dos; FILGUEIRA, H. J. A.; NEVES, C. de A.; PEDROSA FILHO, L. de A.; SILVA, T. C. da. Integrando Informações para a Gestão de Restauração de Rios: Bacia do Rio Marés no Litoral Sul Paraibano. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 9, 2008, Salvador. **Anais...** Salvador: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2008.

CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Carvalho. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Turvo - GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **Revista Scientia Plena**, v. 5, n.2, 2009.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2ª ed. São Paulo: Blucher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 1999.

CONCEIÇÃO, G. **Risco de degradação de águas superficiais em bacias hidrográficas com suinocultura intensiva**. 2013. 204 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

COUTO, R. R. **Vulnerabilidade do solo a poluição por fósforo, cobre e zinco, em áreas sob aplicação de dejetos de suínos**. 2014. 179 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

EMBRAPA SUÍNOS E AVES. **Central de Inteligência de Aves e Suínos** - CIAS. Estatísticas. Desempenho da produção. Brasil 2018. Concórdia, 16 maio 2019. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatisticas>>. Acesso em: 3 fev. 2020.

GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F.; MAIA, G. B. da S.; LEMOS, M. L. F.; ITO, M.; CUSTODIO, S. Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **BNDES Setorial | Agroindústria**, v. 1, n. 45, p. 85-136, 2017.

HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. de; MIRANDA, C. R. de. Meio ambiente baliza atuação da unidade a partir dos anos 90. In: SOUZA, J. C. P. V. B.; TALAMINI, D. J. D.; SCHEUERMANN, G. N.; SCHMIDT, G. S. (Ed.). **Sonho, desafio e tecnologia: 35 anos de contribuições da Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 271-289.

HORTON, R. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945. DOI: 10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. Resultados Preliminares. Rio de Janeiro, RJ, 2017. Disponível em: <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/templates/censo_agro/resultadosagro/index.html>. Acesso em 5 Fev. 2020.

INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE. **Balanco de Nutrientes na Agricultura Brasileira**. Canada: IPNI, 2020. Disponível em: <<http://brasil.ipni.net/article/BRS-3133>>. Acesso em: 03 mar. 2020.

LAGACHERIE, P.; MCBRATNEY, A. B. Spatial soil information systems and spatial soil inference systems: perspectives for digital soil mapping. In: LAGACHERIE, P. **Digital soil mapping: an introductory perspective**. Amsterdam: Elsevier, 2007, Cap. 1, p. 3-22.

LOPES, R. M.; ASSUNÇÃO, H.; SCOPEL, I.; CABRAI, J. Características Fisiográficas e Morfométricas da Microbacia do Córrego Jataí no Município de Jataí-GO. **Revista Geoambiente On-Line**. v. 1, n. 9, p. 1-22, 2007. DOI: 10.5216/rev.%20geoambie.v0i9.25948.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

MAPEAMENTO da suinocultura brasileira. Brasília, DF: ABCS, 2016. 186 p. il. color.

MIRANDA, C. R. **Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura**. 2005. 264 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MORGAN, M. A. The behaviour of soil and fertiliser phosphorus. In: TUNNEY, H.; CARTON, O.; BROOKES, P.; JOHNSTON, A. (Ed.). **Phosphorus loss from soil to water**. Wallingford: CAB International, 1997. 352 p.

NICOLOSO, R. da S.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (Org.). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudoeste, 2016. v. 1. p. 97-104.

OGBUEWU, I. P.; ODOEMENAM, V. U.; OMEDE, A. A.; DURUNNA, C. S.; EMENALOM, O. O.; UCHEGBU, M. C.; OKOLI, I. C.; ILOEJE, M. U. Livestock waste and its impact on the environment. **Scientific Journal of Review**, v. 1, n. 2, p. 17-32, Aug. 2012. DOI:10.14196/sjr.v1i2.184.

OILSEEDS and oilseed products. In: OECD-FAO Agricultural outlook 2012-2021. FAO. Roma: OECD/FAO, 2012. p. 133-246. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/templates/est/COMM_MARKETS_MONITORING/Oilcrops/Documents/OECD_Reports/Ch5StatAnnex.pdf>. Acesso em 5 Fev. 2020.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 11, **Suinocultura**, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas_%2011%20Suinocultura.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2020.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SEGANFREDO, M. A. **Modelo simplificado de avaliação de risco ambiental na reciclagem dos dejetos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003.4 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 343).

SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos suínos como fertilizante e seus riscos ambientais. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 150-175.

SHARPLEY, A. N. Agricultural Phosphorus and Eutrophication. **Environmental Protection**, v. ARS-149, n. September, p. 1-43, 2003.

STRAHLER, A. Hypsometric analysis of erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, n. 11, p. 1117-1142, 1952. DOI: 10.1130/0016-7606(1952)63[1117: HAAOET]2.0.CO;2.

TEN CATEN, A.; DALMOLIN, R. S. D. Geoprocessamento como aliado da pedologia. **Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 32-35, 2014.

TORRES, F. T. P.; MACHADO, P. J. O. **Introdução a hidrogeografia**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2014.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975.

WORTMANN, C. S.; SHAPIRO, C.; HELMERS, M.; MALLARINO, A.; BARDEN, C.; DEVLIN, D.; PIERZYNSKI, G.; LORY, J.; MASSEY, R.; KOVAR, J. **Agricultural: phosphorus management and water quality protection in the midwest**. Lincoln: University of Nebraska - Lincoln, 2013. Disponível em: <<http://extensionpublications.unl.edu/assets/pdf/rp187.pdf>>.



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 3

Panorama da suinocultura e serviços
ecossistêmicos de provisão na sub-
bacia hidrográfica do lajeado Fragosos

Letícia Paludo Vargas
Cláudio Rocha de Miranda
Eduardo Lando Bernardo
Cícero Juliano Monticelli
Daniela Pedrassani

Introdução¹

Os serviços ecossistêmicos são definidos como as contribuições diretas e indiretas da natureza para o bem-estar humano, como os alimentos, a água doce, a regulação do clima e a polinização, além da manutenção da biodiversidade e dos benefícios não materiais (por exemplo, a contemplação da natureza) (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Economic Services, 2015), e podem interferir diretamente nas transformações socioeconômicas e ambientais de determinada região. De acordo com Andrade e Romeiro (2009), os serviços gerados pelos ecossistemas são necessários para o funcionamento das atividades econômicas, qualidade de vida dos indivíduos e coesão das sociedades humanas.

Essa situação remete a um tema relativamente novo e pouco explorado, mas, que está ganhando cada vez mais espaço nas pesquisas acadêmicas brasileiras voltadas às temáticas da sustentabilidade e da preservação ambiental. Trata-se dos serviços ecossistêmicos, que podem ser entendidos como os benefícios que a sociedade pode obter dos ecossistemas.

Durante muito tempo, a economia de mercado não considerou os impactos de suas atividades no meio ambiente, excluindo qualquer conexão entre sistemas ecológicos e as atividades de consumo e produção dos sistemas econômicos (Costanza et al., 2012). O capital natural não era considerado, sendo este relegado a uma mera “externalidade” (Cavalcanti, 2010), a qual pode ser definida como os efeitos que afetam um agente, mas são desempenhados pelas atividades de outros agentes (Tietenberg; Lewis, 2012).

No caso do oeste catarinense, apesar de haver a geração de outros serviços, destacam-se os serviços ecossistêmicos de provisão (carne suína). Todavia, os impactos ambientais gerados pela concentração da atividade devem ser considerados. A suinocultura é uma das principais atividades agropecuárias desenvolvidas nas propriedades rurais da região. Porém, com a produção intensiva de suínos, ocorrem alguns impactos negativos, como é o caso da alta produção e concentração de dejetos nessas propriedades. Portanto, torna-se necessário avaliar os impactos dos dejetos animais e como estes afetam os

¹ Artigo publicado originalmente na Revista Perspectiva, Edição nº 163, v. 43, setembro de 2019.

serviços ecossistêmicos, bem como, encontrar alternativas que melhor equilibrem os diferentes tipos de serviços.

Nesse sentido, o objetivo é realizar uma avaliação temporal (1999-2016) nas transformações ocorridas no fornecimento do serviço de provisão de carne suína no âmbito de uma bacia hidrográfica com produção intensiva de animais. O presente capítulo está vinculado aos estudos e às ações realizados no âmbito do projeto Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais - SA-SuAve.

Breve contextualização dos serviços ecossistêmicos

A definição utilizada na pesquisa, a respeito dos serviços ecossistêmicos, é a estabelecida pela Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2015), em que os serviços são classificados em:

- **Serviços de provisão:** que podem ser entendidos como alimentos, água, madeiras e fibras.
- **Serviços de regulação que afetam o clima:** as inundações, doenças, resíduos e a qualidade da água.
- **Serviços culturais:** centrados no fornecimento de benefícios recreacionais, estéticos e espirituais (Díaz et al., 2015).

Algumas atividades, como é o caso da suinocultura, são consideradas pela legislação como de grande impacto ambiental e tenta-se regulá-la exclusivamente por ações de comando e controle, que, além de serem insuficientes para tratar adequadamente complexidade do problema, apresentam distorções que provocam injustiças sociais.

Preocupados com essa situação, diversos países estão desenvolvendo programas de pagamento por serviços ambientais como política moderna de conservação do meio ambiente e de desenvolvimento sustentável. Ou seja,

é o reconhecimento de que a proteção dos ecossistemas é essencial para o bem-estar humano.

No Brasil, a discussão e a proposição dos instrumentos econômicos como uma opção adicional aos instrumentos de política ambiental ganhou maior evidência com a aprovação da Lei nº 12.651/2012, também denominada de novo Código Florestal Brasileiro, a qual, em seu artigo 41, contempla o “Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais”. Por sua vez, a legislação nacional está influenciando outros níveis de governo, como é o caso do estado de Santa Catarina, que também adotou uma legislação que prevê o PSA (Brasil, 2012).

Dentro dessa perspectiva, Ripoll-Bosch et al. (2012) destacam que a sustentabilidade dos sistemas agropecuários depende muitas vezes de fatores inter-relacionados, como os níveis de intensificação da atividade, o uso e a gestão dos recursos, a localização e a orientação produtiva do produtor.

A suinocultura em Santa Catarina

A suinocultura brasileira, segundo o censo agropecuário do IBGE de 2017, tem um rebanho de 39.346.192 de cabeças, as quais estão distribuídas em 1.444.901 estabelecimentos, valor que representa 36% do total de estabelecimentos agropecuários do país. A região Sul do Brasil possui 374.713 dos estabelecimentos e um rebanho de 21.101.886 de cabeças, ou seja, a região, em que pese possuir apenas 26% dos estabelecimentos com suínos, concentra 53,6% do número total de cabeças do país. No entanto, a concentração fica mais evidente quando se considera o estrato de estabelecimentos com mais de 100 cabeças. Nessa condição, a região Sul possui um total de 15.971 estabelecimentos e 18.921.894 cabeças, ou seja, apenas 4,6% dos estabelecimentos nacionais com suínos concentram 48% do total do rebanho nacional (IBGE, 2019) .

O estado de Santa Catarina é líder na produção de suínos, com um rebanho de 7.150.898 de cabeças, 21,5% do rebanho nacional, e um abate de 13.010.200 de cabeças, o que equivale a uma produção de 1.033.632 t (peso

de carcaça) e representa uma participação de 26,3% da produção nacional (Epagri, 2019).

Segundo a Associação Catarinense de Criadores de Suínos (2009), a suinocultura catarinense ocupa essa posição de liderança por vários motivos, dentre eles:

- **Competitividade internacionalmente:** tem o melhor nível de produtividade do País, tanto no campo como na indústria, com índices de produtividade semelhantes e/ou superiores aos dos europeus e americanos;
- **Suinocultores com produção em escala comercial e com produção de subsistência:** tem uma importância econômica e social muito grande;
- **Abates inspecionados:** quase a totalidade é advinda de sistemas integrados, e é a principal atividade do Produto Interno Bruto (PIB) estadual.

A produção estadual concentra-se na mesorregião oeste catarinense, que é formada pelas microrregiões de Concórdia, Joaçaba, Chapecó, São Miguel do Oeste e Xanxerê, a qual é responsável por cerca de 78% dos suínos abatidos em Santa Catarina (Epagri, 2019). O município de Concórdia ocupa o primeiro lugar no ranking de maior produtor de suínos no estado, com um plantel de 451.714 cabeças (IBGE, 2019).

O desenvolvimento regional do oeste catarinense no início da ocupação do território estava fortemente vinculado ao modo de vida colonial, especialmente através da agricultura familiar, que foi estabelecida pelos colonos que migraram para Santa Catarina vindos do Rio Grande do Sul e que continua presente nos dias atuais.

A suinocultura representou para os agricultores familiares do oeste catarinense uma atividade importante devido à agregação de valor aos grãos produzidos na propriedade, permitindo uma ocupação mais intensa da mão de obra familiar e um fluxo de recursos financeiros mais estável para as famílias.

Nesta região, a suinocultura permite produzir grande quantidade de proteína em reduzido espaço físico, associada à tradição das famílias colonizadoras em produzir grãos. Essa característica permitiu uma combinação perfeita para os agricultores familiares que trabalhavam em pequenos módulos de

terra. Assim, a associação agricultura-suinocultura contribuiu de forma significativa para o desenvolvimento econômico e social da região, que se consolidou efetivamente na década de 1970 com a implantação do sistema integrado de produção que vinculava de forma decisiva produtores e agroindústrias (Guivant; Miranda, 1999).

No entanto, a suinocultura se modernizou rapidamente. O principal motivo foi a vinculação às empresas integradoras instaladas na região. Os sistemas produtivos passaram por um processo de industrialização e concentração com aumento de escala, visando à redução dos custos de produção e logística (Kunz et al., 2006). Na medida em que a escala de produção foi aumentando, os produtores se viram diante da necessidade de fazer adequações, dentre essas: aumento da mão de obra, manejos sanitários mais rigorosos, investimentos em instalações e manejo adequado de dejetos.

Portanto, em que pese o padrão de qualidade da produção industrial de suínos, alcançada pelo emprego de tecnologias modernas de manejo e nutrição, têm-se ainda as questões ambientais relacionadas à cadeia, as quais permanecem sendo fonte de preocupação, em virtude do grande volume de dejetos gerados e pelo seu potencial impacto e comprometimento dos recursos naturais em regiões onde a produção suinícola é mais concentrada (Higarashi et al., 2010).

Em áreas de uso contínuo de dejetos animais como fertilizantes, ocorre significativo acúmulo de nutrientes no solo, especialmente o fósforo (P), em função da desproporção entre as quantidades adicionadas e aquelas removidas pelas plantas (Mattias, 2006; Miranda et al., 2017). Solos nessas condições, além de perderem qualidade enquanto fatores de produção de alimentos, tornam-se fonte potencial de poluição dos recursos hídricos, pois os teores de P nas suas águas de drenagem podem exceder aqueles de risco para o processo da eutrofização (Sharpley, 1995; Daniel et al., 1998; Sims et al., 1998; McDowell; Sharpley, 2001).

Material e métodos

A pesquisa foi realizada a partir de dados referentes à produção de suínos na região da sub-bacia hidrográfica do lajeado Frágosos (SBHLF), localizada no município de Concórdia, oeste catarinense, e que apresenta alta concentração de produção animal. A referida bacia tem uma área de 61,54 km², correspondendo a 7,6% da área total do município (Epagri-Ciram/Embrapa, 2000). O principal rio da SBHLF, afluente do rio Jacutinga, é um dos afluentes diretos deste rio, o qual, porém, a partir da formação do reservatório da Usina Hidrelétrica Itá passou a desaguar diretamente na área alagada localizada nas proximidades da sede do distrito de Engenho Velho. Ademais, a SBHLF pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai.

A SBHLF possuía a formação vegetal original composta pela floresta estacional decidual ou floresta latifoliada do Alto Uruguai. Essa formação se estendia pela bacia média e superior do rio Uruguai e seus afluentes, até as altitudes de 500 m a 600 m. Pela ação antrópica, houve nessa área uma devastação sem precedentes. A exploração das florestas ocorreu visando à extração de madeiras, implantação de culturas anuais e formação de pastagens voltadas à criação extensiva de bovinos (Epagri-Ciram/Embrapa, 2000).

As informações utilizadas no presente artigo são referentes a dois momentos específicos onde foram realizadas coletas de dados: os anos de 1999 e 2016. Os dados foram disponibilizados pelo banco de dados da Embrapa Suínos e Aves.

A base de dados cartográfica utilizada para construção do mapa temático de espacialização das unidades de produção de suínos da SBHLF foi obtida a partir de base georreferencial da Embrapa Suínos e Aves para os referidos anos. O software de geoprocessamento utilizado foi o QuantumGIS versão 2.18.10 Las Palmas. O sistema gerenciador de banco de dados foi o PostgreSQL versão 9.6, com o módulo PostGIS 2.2. Os valores relativos ao volume (litros/animal/dia) de produção de dejetos líquidos de suínos por cabeça animal foram obtidos da Instrução Normativa 11 (IN 11) da Fundação Estadual de Meio Ambiente (Fatma), atual Instituto de Meio Ambiente (IMA) de Santa Catarina. Os dados relativos à produção de carne magra foram obtidos por meio de cálculo de carcaça conforme Embrapa (1998). As informa-

ções relativas às áreas disponíveis para aplicação de dejetos foram extraídas por meio de técnicas de sensoriamento remoto em análise temporal, considerando as áreas de lavoura temporária nos anos de 1999 e 2016.

Resultados e discussão

A partir da análise dos dados de dois momentos da atividade suinícola desenvolvida no âmbito da SBHLF - Concórdia (SC), constatou-se que o número total de criadores era de 106 no ano de 1999, passando para apenas 56 no ano de 2016, ou seja, uma redução de 52,8% no número de produtores (Figura 1). Também, observou-se que ocorreram transformações nos sistemas de criação de suínos, como a grande redução no número de produtores no sistema de ciclo completo. Com isso, restaram somente três produtores com esse tipo de sistema de criação em toda a bacia.

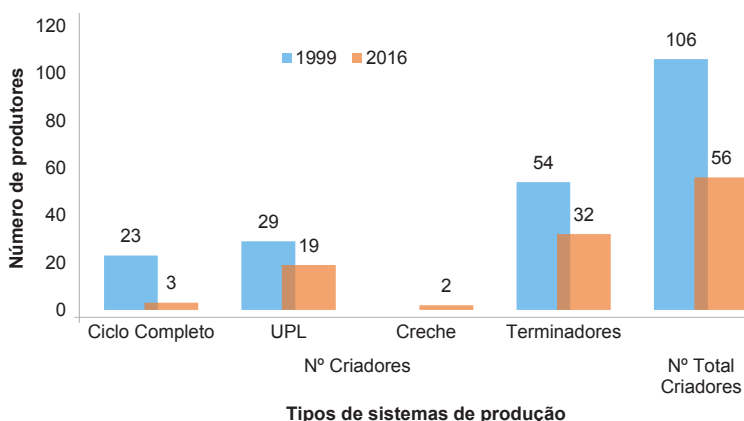


Figura 1. Evolução da suinocultura SBHLF por categoria.

UPL-Unidade Produtora de Leitões

A análise dos dados da Tabela 1 permite observar que, apesar da redução do número de criadores, o rebanho suinícola total passou de aproximadamente 40 mil no ano de 1999, para mais de 80 mil animais no ano de 2016, evidenciando um aumento superior a 100% no número de cabeças de suínos, e da ordem de 147% e 69% no número de matrizes e animais na fase de termi-

nação, respectivamente. Em termos de produção de carne magra, estima-se que houve um acréscimo da ordem de 60%, passando de 800 t para mais de 1.400 t ao ano, resultando em um aumento significativo nos serviços ecossistêmicos de provisão.

Tabela 1. Evolução da suinocultura na SBHLF no período 1999-2016.

Ano	1999	2016
Total de matrizes	3.972	9.810
Total de terminados	15.570	26.360
Total de suínos	39.657	80.620
Total de criadores	106	56
Média de suínos/criador	374	1.440
Produção de carne magra (t)	856	1.450

Por sua vez, a dinâmica espacial da transformação da atividade suinícola pode ser observada na Figura 2, onde os pontos marcados em vermelho representam a localização das propriedades com exploração suinícola nos dois períodos (1999 e 2016). A constatação mais evidente é o desaparecimento total da produção suinícola no trecho superior da bacia, fato esse resultante da expansão urbana da cidade de Concórdia (SC). Além disso, contribuiu para a redução do número de criadores a exigência por parte das empresas integradoras do aumento de escala dos rebanhos, bem como a impossibilidade de obtenção da licença ambiental de diversas granjas com instalações localizadas em áreas com restrições legais, especialmente em Áreas de Preservação Permanente (APPs). Esta combinação de fatos, ou seja, redução do número de produtores e aumento da escala de produção, fez com que o número de suínos por estabelecimento passasse de 374 para 1.440 animais, ou seja, aumento de 285%, número esses que evidenciam a intensa concentração da atividade ocorrida no período.

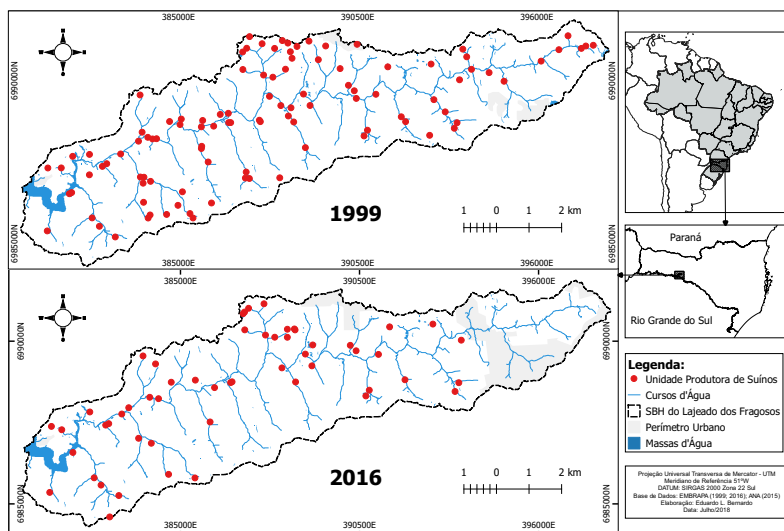


Figura 2. Unidades produtoras de suínos na SBHLF nos anos de 1999 e de 2016.

A concentração da suinocultura na bacia estudada segue a tendência geral do estado de Santa Catarina, pois no ano de 1996 havia 131 mil estabelecimentos com suinocultura, dos quais 82% foram classificados como de subsistência. Por sua vez, os dados preliminares do censo agropecuário de 2017 (IBGE, 2018) apresentam a existência de 80.455 estabelecimentos com suínos, valor esse que representa aproximadamente 44% do total de estabelecimentos, mas quando se consideram apenas os estabelecimentos do denominado extrato comercial, ou seja, aqueles com mais de 50 cabeças de suínos, o número se reduz a 7.272, equivalente a 4% dos estabelecimentos agropecuários catarinenses. No entanto, este segmento concentra 95% do rebanho estadual, que é de aproximadamente 8,5 milhões de cabeças (IBGE, 2018).

A Tabela 2 apresenta uma estimativa da produção total de dejetos gerados nos anos considerados, a área de lavoura temporária, ou seja, aquela com potencial para realizar a reciclagem dos dejetos, e a relação quantidade de dejetos/área de lavoura temporária. Evidencia-se, a partir dos dados, que a produção total de dejetos (matrizes e terminados) foi de 67.183 m³/ano no ano de 1999 e de 146.061 m³/ano no ano de 2016, ou seja, um aumento de aproximadamente 79 mil m³/ano. Por sua vez, a área de lavoura temporária

reduziu de 2.974 ha no ano de 1999 para 896 ha em 2016. Assim, a relação volume de dejetos/área aumentou de 23 m³/ha em 1999 para 163 m³/ha em 2016.

Tabela 2. Evolução da suinocultura na SBHLF no período 1999-2016.

Ano	Volume total de dejetos (m ³ /ano)	Área de lavoura temporária (ha)	Relação dejetos/área (m ³ /ha)
1999	67.183	2.974	23
2016	146.061	896	163

A combinação do aumento do plantel e de redução da área de lavoura temporária evidencia o forte aumento da pressão que aconteceu no âmbito da bacia, haja vista que o destino predominante dos dejetos da produção suinícola é a sua aplicação no solo para que sirvam como fertilizantes das culturas agrícolas, especialmente do milho e de cereais de inverno, tais como aveia e azevém. Em que pese o uso dos dejetos como fertilizante ser objeto de avaliação no momento da concessão da licença ambiental, no cotidiano das propriedades nem sempre as boas práticas agrônômicas necessárias para uma aplicação com reduzidos riscos ambientais são observadas, pois outras pesquisas demonstram o excesso de alguns nutrientes no solo de algumas áreas com aplicação continuada de dejetos, bem como nas águas superficiais drenadas pela SBHLF, aspectos esses que podem ser observados em mais detalhes nos Capítulos 5 e 6 (Barioni Junior et al., 2003; Mattias, 2006; Segnanfredo et al., 2018).

Entende-se que o modelo de produção intensiva de animais em regiões tal como a estudada proporciona expressiva quantidade de produção de proteína animal, mas compromete outros serviços importantes, como, por exemplo, a capacidade do solo para realizar adequadamente a reciclagem dos nutrientes, bem como a capacidade dos ecossistemas de fornecer água com qualidade, considerando que os dejetos são ricos em nutrientes, especialmente fósforo, que tem alto potencial de eutrofização das águas superficiais. Aspectos esses que podem ser comprovados pelas pesquisas desenvolvida pelo Consórcio Itá no monitoramento da qualidade da água na foz do lajeado Fragosos, pois em 42 campanhas realizadas no período 2012-2016, em 22

delas (52,4%) os teores de fósforo encontrados foram superiores ao que é permitido para a qualidade da água de rio classe II (Oliveira et al., 2016).

Por um lado, os dados demonstram a redução do número de produtores no período de 1999 a 2016, quando muitos agricultores familiares abandonaram a atividade suinícola, quer seja por motivos econômicos ou ambientais. Por outro lado, constata-se um expressivo aumento na produção de carne, bem como o aumento da pressão sobre os recursos naturais da bacia, comprometendo a prestação de outros serviços, tais como a capacidade de reciclagem de nutrientes pelo solo, a redução da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos e comprometimento no fornecimento de água de qualidade para os diferentes usos da população local.

O modelo de criação de suínos foi se transformando e intensificando no decorrer do tempo, fazendo com que o sistema de criação em ciclo completo praticamente desaparecesse, sendo substituído por sistemas mais especializados, onde alguns produtores se dedicam exclusivamente à fase de produção de leitões, enquanto outros se dedicam à fase de crescimento e terminação dos suínos. Este modelo proporcionou um grande aumento no serviço de produção de suínos no âmbito da SBHLF, mas, concomitantemente, provocou aumento na quantidade de dejetos para ser reciclado por meio do seu destino em áreas agrícolas como biofertilizante e, conseqüentemente, comprometimento no fornecimento desse serviço em algumas microbacias com maior concentração de produção.

Considerações finais

A SBHLF se caracteriza predominantemente pelo fornecimento de serviço de provisão, mais especificamente carne suína. Todavia, essa grande concentração da produção acaba comprometendo o fornecimento de alguns outros serviços ecossistêmicos importantes para o bem-estar da população, especialmente a capacidade de reciclagem dos dejetos pelas áreas agrícolas, haja vista que a disponibilidade de nutrientes presentes nos dejetos excede a capacidade de reciclagem das culturas agrícolas presentes na bacia.

O sistema intensivo de produção de suínos atua diretamente sobre o solo, ar e água por meio da emissão de resíduos, e tem ainda efeito sobre o solo, por conta da demanda de milho e soja, principalmente, para alimentar os suínos. É essencial que, à medida que se intensifica a produção de suínos, avaliações de impacto sejam realizadas para que se possa melhor acompanhar as transformações dos ecossistemas e do fornecimento de seus serviços, bem como os impactos no bem-estar da população.

É notório que a suinocultura é a atividade econômica que mais gera renda e emprego ao longo de todos os elos desta cadeia agroindustrial, constituindo-se em uma prática especialmente importante para os agricultores familiares. Todavia, torna-se necessário avaliar de maneira mais abrangente os seus impactos ambientais negativos e procurar internalizá-los no custo da matriz produtiva desta atividade.

Referências

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico**: rumo a uma "Economia dos Ecossistemas". Texto para Discussão. IE/Unicamp, Campinas, n. 159, maio 2009.

ASSOCIAÇÃO CATARINENSE DE CRIADORES DE SUÍNOS. **Relatório Anual - 2009**. Concórdia-SC, 2009. Disponível em: <<http://www.accs.org.br/index.php?id=7>>. Acesso em: 30 maio 2018.

BARIONI JUNIOR, W.; COLDEBELLA, A.; PEDROSO-DE-PAIVA, D. **Estatística aplicada a dados ambientais**: influência da qualidade d'água da sub-bacia do Lajeado dos Fragosos sobre a população de borrachudos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. 8 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 338).

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, ano 149, n. 102, p. 1, 28 maio 2012. Seção 1.

CAVALCANTI, C. Concepções da economia ecológica: suas relações com a economia dominante e a economia ambiental. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, 2010. DOI: 10.1590/S0103-40142010000100007.

COSTANZA, R.; ALPEROVITZ, G.; DAILY, H.; FARLEY, J.; FRANCO, C. **Building a sustainable and desirable economy in Society in Nature**. New York: United Nations Division for Sustainable Development, 2012.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, L. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 251-257, 1998. DOI:10.2134/jeq1998.00472425002700020002x.

DÍAZ, S.; DEMISSEW, S. CARABIAS, J. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 1-16, May 2015. DOI: 10.1016/j.cosust.2014.11.002.

EPAGRI. **Números da agropecuária catarinense - 2019**. Florianópolis, 2019. 65 p (Epagri. Documento, 291). Disponível em: <http://docweb.epagri.sc.gov.br/website_cepa/publicacoes/Numeros_Agropecuaria_Catarinense_mai_2019_site.pdf>. Acesso em: 9 jul. 2019.

GUIVANT, J. S.; MIRANDA, C. As duas caras de Jano: agroindústrias e agricultura familiar diante da questão ambiental. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 16, n. 3, p. 85-128. set./dez. 1999.

HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. de; MIRANDA, C. R. de. Meio ambiente baliza atuação da unidade a partir dos anos 90. In: SOUZA, J. C. P. V. B.; TALAMINI, D. J. D.; SCHEUERMANN, G. N.; SCHMIDT, G. S. (Ed.). **Sonho, desafio e tecnologia: 35 anos de contribuições da Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 271-289.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário de 2017**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6926#notas-tabela>>. Acesso em: 17 out. 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados**. Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sc/>>. Acesso em: 31 mar. 2019.

INTERGOVERNMENTAL PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECONOMIC SERVICES (2015). **Objectives**. Bonn-German: IPBES. Disponível em: <<http://www.ipbes.net/work-pr-ogramme/objective-1.html>>. Acesso em: 15 jul. 2019.

KUNZ, A.; SCHIERHOLT, G.; MENOZZO, G. F.; BORTOLI, M.; RAMME, M.; COSTA, R. **Estação de tratamento de dejetos de suínos (ETDS) como alternativa na redução do impacto ambiental da suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 6 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 452). Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/58122/1/CUsersPiazzonDocuments452.pdf>>. Acesso em: 3 maio 2018.

MATTIAS, J. L. **Heavy metals in soils under pig slurry application in watersheds of Santa Catarina state**. 2006. 164 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

MCDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 2, p. 508-520, Fev. 2001. DOI: 10.2134/jeq2001.302508x.

MIRANDA, C. R. de; SEGANFREDO, M. A.; GUARESÍ, L. A pressão da produção animal sobre o ambiente avaliada via suas taxas de excreção de nutrientes. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Foz do Iguaçu, **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 475-478.

OLIVEIRA, R. de; MAGRI, J. L.; COLLET, D.; SOUZA, S. L. de; CADORE, A. G. de S.; SOARES, F. S.; LONCECK, C.; MINELLA, G.; MARTINS, A.; AMARAL, D. de S.; LUZ, C. C. S. da; CARDOSO, G. F. M. (Coord.). **Usina Hidrelétrica Itá**: relatório para processo renovação da LO nº 68/99 (2º renovação). Itá: Consórcio Itá, 2016. 264 p. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Ita/Usina_Hidreletrica_Ita_Relatorio.pdf>. Acesso em: 19 set. 2019.

RIPOLL-BOSCH R.; DIEZ-UNQUERA, B.; RUIZ, R.; VILLALBA, D.; MOLINA, E.; JOY, M.; OLAIZOLA, A.; BERNUÉS, A. An integrated sustainability assessment of Mediterranean sheep farms with different degrees of intensification. **Agricultural Systems**. n. 105, p. 46-56, Jan. 2012. DOI: 10.1016/j.agsy.2011.10.003.

SEGANFREDO, M. A.; BERNARDO, E. L.; POZZO, R. C. Proposta de balanço de nutrientes para uma propriedade rural típica da produção animal intensiva do Oeste de Santa Catarina. In: SIMPÓSIO DA CIÊNCIA DO AGRONEGÓCIO, 6., 2018, Porto Alegre. **Anais...**, Porto Alegre: UFRGS, 2018. p. 599-608.

SHARPLEY, A. Identifying Sites Vulnerable to Phosphorus Loss in Agricultural Runoff. **Journal of Environment Quality**, v. 24, n. 5, p. 947, 1995.

SIMS, J. T.; JOERN, B. C.; SIMARD, R. R. Phosphorus losses in agricultural drainage: historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 277-293, 1998. DOI:10.2134/jeq1998.00472425002700020006x.

TASSINARI, G.; LAUS NETO, J. A.; ROSSO, R. V. de; VIEIRA, C. F.; MIRANDA, C. R. de; POLA, A. C.; SEIFFERT, N. F. **Inventário das terras e diagnóstico socioeconômico e ambiental**: sub-bacia Lajeado dos Fragosos, Concórdia - SC. Florianópolis: Epagri, 1999. 120 p.

TIETENBERG, T.; LEWIS, L. **Environmental e Natural Resource Economics**. 9. ed. Pearson, 2012.



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 4

Mapeamento participativo e por demanda de propriedades rurais em Santa Catarina

*Ivan Luiz Zilli Bacic
Sinara Fernandes Parreira Ristow
Elisângela Benedet da Silva
Mara Cristina Benez
Denilson Dortzbach
Ludmila Nascimento Machado*

Introdução

À medida que a população aumenta, há um aumento na intensidade de uso das terras e a exploração dos recursos naturais. Isso decorre da demanda global para a produção agrícola, impulsionada pela necessidade de alimentar um número crescente de habitantes e pelas questões de sustentabilidade ambiental e mudanças climáticas (Hartemink; McBratney, 2008).

A aceleração do uso cada vez mais intensivo das terras vem causando muitos problemas ambientais, não somente em Santa Catarina, mas também em outras regiões do Brasil e do mundo. Neste contexto, os processos de planejamento do uso e manejo das terras ganham muita importância. Sem um planejamento adequado, espera-se que ocorram diversas consequências negativas, como, por exemplo, a aceleração da degradação ambiental (erosão, poluição das águas, inundações, etc.), a diminuição das produtividades e o aumento dos custos de produção, incentivando o êxodo rural e causando sérios problemas não somente no meio rural, mas também graves problemas sociais nos grandes centros urbanos.

Atualmente, existem muitas informações disponíveis para um bom planejamento e que não estão sendo utilizadas. Entre elas, estão as informações de solos e de aptidão de uso das terras geradas a partir de diferentes sistemas de avaliação das terras e disponibilizadas em diversos relatórios e mapas. A avaliação das terras é o processo de prever o desempenho das terras no tempo de acordo com tipos de utilização específicos (Van Diepen et al. 1991).

Essas previsões são então usadas para guiar decisões estratégicas sobre o uso e o manejo das terras. Era de se esperar, portanto, que os planejadores de uso das terras e os tomadores de decisão nos diversos níveis que influenciam no uso agrícola (ex.: extensionistas rurais, agricultores, agroindústrias, governos municipais, estaduais, universidades, etc.) estariam ansiosos para utilizar os resultados provenientes dos levantamentos de aptidão de uso e inventários das terras. Infelizmente, isto não vem ocorrendo na prática.

Bacic et al. (2003), em um estudo feito no estado de Santa Catarina, demonstraram que os inventários das terras realizados em 153 microbacias durante o período de 1991 a 1999 como parte do “Projeto de Recuperação, Conservação e Manejo dos Recursos Naturais em Microbacias Hidrográficas”

(Santa Catarina, 1999), de um modo geral, não foram usados para seu propósito principal que era o de planejamento do uso das terras tanto nas micro-bacias como nas propriedades.

Está aparente a irrelevância quanto aos inventários do uso da terra que ocorrem tanto no contexto nacional quanto no internacional. Vários autores têm dito que os tomadores de decisão, em geral, não fazem uso destes resultados, nem estão aparentemente satisfeitos com eles e, muitas vezes, sequer têm conhecimento da sua existência (Rossiter, 1996; Bouma, 1997; Bouma, 1999).

Neste sentido, estratégias de planejamento e opções de uso e manejo adaptados deveriam ser formuladas com a participação dos tomadores de decisão, ou seja, uma metodologia participativa e por demanda (Bacic, 2003). Caso contrário, existe forte risco de responder a perguntas sem prioridades e/ou que as perguntas não sejam respondidas apropriadamente de acordo com as expectativas da comunidade.

A informação tecnológica continua a evoluir rapidamente, em particular as técnicas de geoprocessamento, sensoriamento remoto/próximo e sistemas especialistas. Em trabalhos com utilização de metodologias participativas, estas técnicas deveriam ser usadas o máximo possível durante todo o processo, levando em consideração as condições locais, como, por exemplo, a habilidade dos tomadores de decisão em interagir com a tecnologia. Estas tecnologias têm importante papel em estimular a interação entre os tomadores de decisão.

A visualização das diferentes alternativas de uso das terras pode ser uma ferramenta poderosa para envolvê-los no processo de planejamento local e regional. Neste contexto de utilização de técnicas de geoprocessamento em processos participativos de planejamento e tomada de decisão sobre o uso e o manejo das terras, a Epagri/Ciram desenvolveu em seis municípios do estado de Santa Catarina (Barra Bonita, Guarujá do Sul, Concórdia, Luzerna, Lontras e Papanduva), o projeto denominado “Levantamento e mapeamento de solos e aptidão de uso das terras participativo e por demanda”, financiado pelos projetos CNPq (MCT/MDA/SAF/MDS/Sesan nº 36/2007) e CNPq (MDA/SAF/CNPq nº 58/2010).

Pautado na constatação de que os agricultores estão cada vez menos preocupados em receber respostas “definitivas”, e mais interessados em receber uma série de alternativas realistas das quais eles mesmos podem optar considerando suas particularidades, o principal desafio feito à equipe do projeto foi gerar e fornecer informações necessárias, através de diagnósticos e estudos direcionados para a construção de um plano de desenvolvimento da área nas microbacias trabalhadas.

Desta forma, o objetivo desta metodologia é o de levantar opções realistas de uso e manejo das terras de maneira participativa para serem úteis e que possam orientar os tomadores de decisão, considerando os aspectos sociais, econômicos e ambientais que regem a propriedade, a microbacia hidrográfica e/ou o município.

Metodologia

O processo sempre se inicia com a análise cuidadosa do ambiente onde vivem os usuários das terras agrícolas e segue metodologia direcionada de forma participativa, onde as atividades são determinadas pelas demandas e necessidades dos agricultores e/ou tomadores de decisão. O esquema apresentado na Figura 1 ilustra o fluxo das etapas que compreende a metodologia de trabalho adotada¹.

Em todas as microbacias trabalhadas, uma equipe multidisciplinar fez parte durante todas as etapas, contando com especialistas em levantamentos de solos e aptidão de uso das terras, fertilidade, uso e manejo dos solos, legislação ambiental, fruticultura, pastagens e pecuária, extensão rural, geoprocessamento e zoneamento agroclimático. Essa característica multidisciplinar é de fundamental importância na formação da equipe que vai conduzir os trabalhos com as comunidades. Além do grupo técnico, também participaram de maneira efetiva nos trabalhos agricultores e lideranças locais.

¹Esquema metodológico utilizado no projeto “Levantamento e mapeamento de solos e aptidão de uso das terras participativo e por demanda”, financiado pelo CNPq (MDA/SAF/CNPq nº 58/2010 Chamada 1 - Inovação Tecnológica).

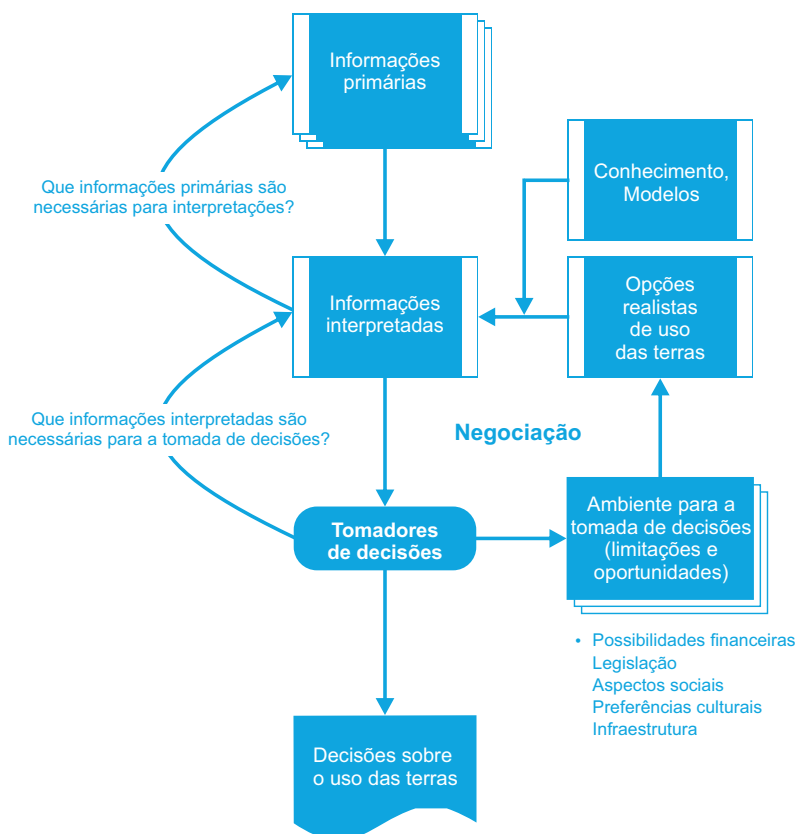


Figura 1. Esquema de aptidão de uso das terras por demanda.

Fonte: Bacic (2003).

O cenário de cada área de estudo foi construído durante as reuniões com aplicação de questionários e entrevistas individuais ou coletivas. O primeiro passo foi a realização de uma reunião da equipe técnica com os agricultores e tomadores de decisão nas comunidades para fazer o levantamento inicial das informações para subsidiar o estudo sobre o ambiente onde os agricultores tomam suas decisões considerando as condições locais, bem como para compreender de que forma o ambiente afeta estas decisões e quais são as implicações para a metodologia de avaliação de terras.

Este trabalho apresenta, como exemplo, os procedimentos desenvolvidos e os resultados obtidos no município de Concórdia. O material utilizado para delimitação das propriedades foram imagens de sensoriamento remoto impressas em tamanho A0, na escala 1:3.000. Este material foi distribuído nas reuniões com os agricultores nas microbacias. Foram utilizadas ortofotos do Levantamento Aerofotogramétrico do Estado de Santa Catarina realizado pela Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (Santa Catarina, 2013).

Os dados desse levantamento se referem a informações espaciais obtidas entre 2010 e 2011. As ortofotos são coloridas (RGB) com 0,39 m de resolução espacial e escala de 1:10.000 com possibilidade de visualização (*zoom*) até 1:2.000. Essas características facilitaram a visualização de pontos importantes, como as edificações e outras características que permitiram, por exemplo, identificar as divisas de cada propriedade, as nascentes e os tipos de uso das terras (Figura 2).



Figura 2. Visualização dos limites, destacados em vermelho, e nascentes em azul de uma das propriedades trabalhadas.

Todas as feições do meio foram delimitadas manualmente de forma participativa pelos agricultores (Figura 3) e impressas em mapas temáticos de cada propriedade, bem como da comunidade com todas as propriedades espacializadas. Essa atividade mostrou-se de fundamental importância para a interação e identidade locais da comunidade, para a visão conjunta da necessidade de preservação dos recursos naturais e resolução de conflitos de uso das terras.



Foto: Sinara Fernandes Parreira Ristow

Figura 3. Agricultores identificando as suas propriedades nas ortofotos.

Na reunião com a comunidade, para facilitar a dinâmica de identificação dos tipos de uso das terras, foi elaborada uma legenda usando as letras do alfabeto como símbolos para representação de cada uso. Assim, durante o processo de delimitação, foi criada uma tabela com o nome de agricultor para identificar cada uma das propriedades, as respectivas classes e o tempo de uso das terras naquela atividade associado à legenda, como mostra a Tabela 1. O número representa a identificação da propriedade e as letras representam a legenda conforme exemplificado na Figura 4.

Tabela 1. Legenda com as informações das propriedades.

Agricultor 1		Tempo	Agricultor 2		Tempo
A	Sede da propriedade		A	Lavoura de milho	35 anos
B	Pastagem (gado de corte)	50 anos	B	Capoeirão	50 anos
C	Erva-mate	20 anos	C	Reflorestamento (uva-japão)	15 anos
D	Mato	50 anos	D	Erva-mate	25 anos
E	Erva-mate	1 ano	E	Sede da propriedade	
			F	Potreiro	



Figura 4. Exemplo de uma propriedade delimitada pelos agricultores de acordo com o uso das terras.

A etapa seguinte do trabalho foi realizada no escritório da Epagri-Ciram em Florianópolis (SC), e consistiu na compilação e digitalização das feições delimitadas na reunião. O software utilizado foi o ArcGis versão 10. Nesta etapa, foi feita a vetorização de todas as áreas e a criação de tabelas de atributos, incluindo o tamanho das áreas em hectares.

Para padronização dos mapas, foram definidas as classes de uso de acordo com IBGE (2013). As classes de uso que não estavam contemplados na referida publicação, tais como escola, centro comunitário, campo de futebol e serraria, foram adicionadas à legenda. Depois da digitalização, os mapas voltaram para os agricultores para verificação e correção dos limites. Para isso, a delimitação e as divisas foram impressas na maior escala de detalhe possível para impressão em tamanho A3, de acordo com o tamanho e forma de cada propriedade. Após a devolução dos mapas, já com suas devidas correções, confeccionaram-se os mapas finais.

Resultados e discussão

O principal resultado da aplicação desta metodologia é o de fornecer o maior número possível de informações demandadas pelos agricultores, técnicos e lideranças da região para auxiliá-los na tomada de decisões em relação ao uso e manejo das terras. Cada família que participou do projeto recebeu um mapa com a delimitação de sua propriedade, gerado a partir das ortofotos em escalas compatíveis com o tamanho das áreas, além de outros mapas temáticos (variáveis climáticas, solos, aptidão de uso das terras, riscos ambientais, áreas de preservação permanente, etc.) para auxiliar no planejamento e tomada de decisões.

Um dos mapas temáticos fornecidos a todos os agricultores foi o de tipos de uso das terras. Além das localizações geográficas e da delimitação das propriedades, o mapa contém informações do uso da terra, do tamanho da propriedade e do tipo de uso em cada gleba medidos em hectares e em porcentagem de área por propriedade, como se observa na Figura 5.

Outro mapa demandado pela comunidade nesse trabalho foi o de representação e espacialização das áreas de preservação permanentes (APP) relacionadas a cursos d'água e nascentes. Nesse tipo de mapa, os agricultores podem visualizar e quantificar as áreas que devem ser preservadas dentro das propriedades. Como não foi realizado um levantamento para identificação de quais propriedades se enquadravam no conceito de áreas consolidadas, optou-se por apresentar as duas possibilidades de largura de APP definidas pela Lei nº 12.651/2012. A Figura 6 apresenta a delimitação das áreas de APP em uma das propriedades.

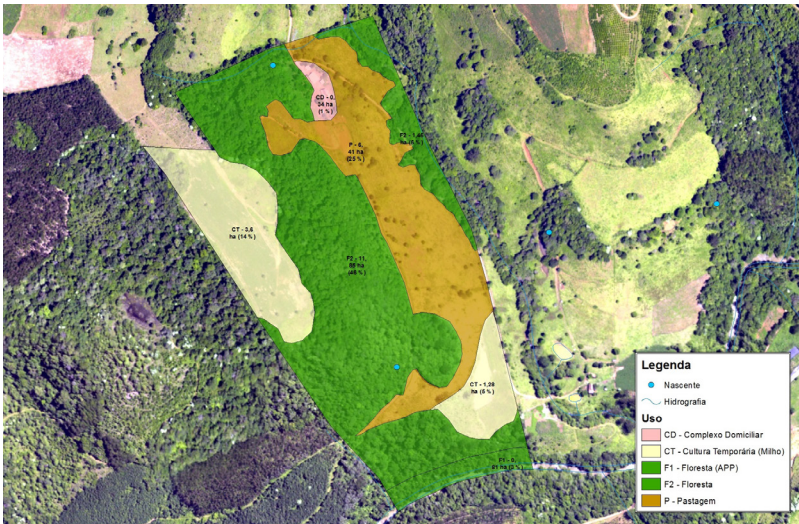


Figura 5. Exemplo de mapa de uso das terras de uma propriedade com quantificação de áreas em hectares e porcentagem.

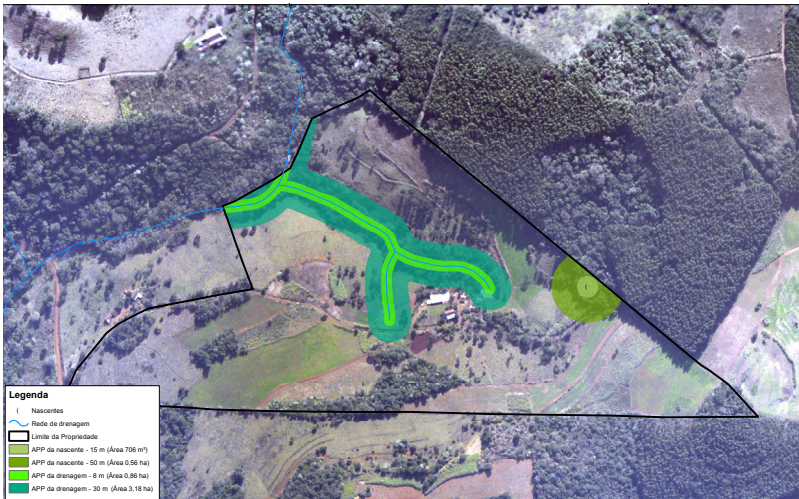


Figura 6. Exemplo da representação das áreas de APP em uma propriedade.

Para finalizar o projeto, foi realizada uma reunião para apresentação e discussão dos resultados alcançados (Figura 7). Na reunião, todos os agricultores receberam o mapa de suas propriedades conforme mostra a Figura 8. Além dos resultados apresentados acima, um dos resultados mais importantes da aplicação de uma metodologia participativa é a maior aproximação dos pesquisadores com as comunidades, líderes locais e tomadores de decisão.



Foto: Sinara Fernandes Parreira Ristow

Figura 7. Reunião para apresentação e discussão dos resultados do estudo.



Fotos: Sinara Fernandes Parreira Ristow

Figura 8. Entrega dos mapas das propriedades aos agricultores.

Outro resultado relevante da pesquisa foi a quantificação do uso da terra de toda a área de estudo (Tabela 2). É possível observar que houve predominância das classes floresta (34,3%), culturas temporárias (18,6%), reflorestamento (16,6%) e pastagem (16,4%), somando quase 86% da área total mapeada.

Tabela 2. Classes de uso das terras encontradas na área de estudo.

Tipo de uso das terras	Área (ha)	Área (%)
Complexo domiciliar	60,0	2,3
Corpos d'água	3,0	0,1
Culturas permanentes	104,5	4
Culturas temporárias	484,2	18,6
Floresta	895,9	34,3
Fruticultura	14,7	0,6
Granja	16,4	0,7
Pastagem	429,1	16,4
Pastagem plantada	145,2	5,6
Reflorestamento	434,0	16,6
Solo exposto	3,3	0,1
Outros (escola, centro comunitário, serraria)	18,9	0,7
Total	2.609,2	100,0

Considerações finais

Com a utilização de metodologia participativa, foi possível observar muitos avanços em comparação com as metodologias tradicionais. As principais demandas foram por informações já existentes, mas que ainda não estavam chegando aos tomadores de decisão, ou a linguagem usada era inadequada. Um exemplo mostrado no presente trabalho foi em relação aos diferentes aspectos da legislação ambiental.

A situação geral da comunidade e a situação específica em diversas propriedades em relação aos possíveis conflitos e passivos ambientais foram representadas em mapas. Com esta ferramenta, foi possível iniciar as discussões sobre as melhores alternativas para adequação das áreas à legislação

ambiental, com o menor prejuízo econômico e social possível, o que poderá ser aprofundado em trabalhos futuros.

Outro ponto relevante da pesquisa foi a espacialização e a quantificação dos diferentes tipos de uso das terras. Esses dados são extremamente importantes para trabalhos futuros de planejamento e reordenamento ambiental tanto das propriedades quanto da microbacia e do município.

A utilização de produtos e técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto foram de fundamental importância para visão conjunta da comunidade e para o desenvolvimento do trabalho com maior rapidez e precisão. As ortofotos despertaram fascínio nos agricultores pelo fato de poderem enxergar a sua propriedade de ângulo diferente. O trabalho também contribuiu para que eles reconhecessem a sua localização territorial e se sentissem agentes ativos de alteração e de conservação da paisagem.

Muitos dos agricultores tiveram contato com as ortofotos pela primeira vez. As reuniões com apresentação de informações e uso de ferramentas visuais incentivou as discussões com a equipe e entre os próprios agricultores, que passaram a buscar soluções conjuntas para seus problemas.

As informações geradas permitirão a melhoria do processo de planejamento e tomada de decisão em relação ao uso e manejo das terras. Os resultados obtidos mostram que seria possível apresentar uma proposta de reordenamento territorial de acordo com a aptidão de uso das terras e com a demanda dos agricultores. As ações de reordenamento e recomposição das áreas de proteção nas propriedades podem servir para orientar os projetos locais de pagamentos por serviços ambientais (PSA).

Finalmente, um importante resultado alcançado foi a comprovação da importância do desenvolvimento do trabalho participativo através da formação de rede, com a efetiva atuação de diversas instituições e profissionais de diferentes especialidades. Essa metodologia em rede também facilita a avaliação periódica dos processos implantados pelos agricultores. Ficou evidente que existem muitas informações e conhecimentos que nem sempre estão chegando aos tomadores de decisão; por outro lado, os tomadores de decisão necessitam de informações e, frequentemente, não sabem onde buscá-las. Esta aproximação com certeza vai trazer benefícios para todas as partes que se envolveram de alguma forma no projeto.

Referências

- BACIC, I. L. Z. **Demand-driven land evaluation**: with case studies in Santa Catarina, Brazil. 2003. Thesis (Ph. D.) - Wageningen University and ITC, Wageningen.
- BACIC, I. L. Z., ROSSITER, D. G., BREGT, A. K. The use of land evaluation information by land use planners and decision-makers: a case study in Santa Catarina, Brazil. **Soil Use and Management**, v. 19, p. 12-18, Feb. 2003. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2003.tb00274.x.
- BOUMA, J. Land evaluation for landscape units. In: SUMNER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1999. p. E393-E412.
- BOUMA, J. The role of quantitative approaches in soil science when interacting with stakeholders (with discussion). **Geoderma**, v. 78, p. 1-12, 1997.
- HARTEMINK A. E.; MCBRATNEY, A. A soil science renaissance. **Geoderma**, v. 148, n. 2, p. 123-129, Dec. 2008. DOI: 10.1016/j.geoderma.2008.10.006.
- IBGE. **Manual técnico de uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro, RJ, 2013. (Manuais Técnicos de Geociências, 7) Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2020.
- ROSSITER, D. G. A theoretical framework for land evaluation. **Geoderma**, v. 72, p. 165-202, Aug. 1996. DOI: 10.1016/0016-7061(96)00031-6.
- SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Levantamento aerofotogramétrico do estado de Santa Catarina**. Florianópolis, 2013.
- SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e da Agricultura. 1999. **Relatório final de implementação preparado pelo mutuário por componente**: Projeto Microbacias. Florianópolis: DAS, 1999. 107 p.
- VAN DIEPEN, C. A.; VAN KEULEN, H.; WOLF, J.; BERKHOUT, J. A. A. Land evaluation: from intuition to quantification. In: STEWART B. A. (Ed.). **Advances In Soil Science**. New York: Springer, 1991. p 139-204.



Foto: Anderson De Rossi

Capítulo 5

Riscos ambientais associados ao uso
de dejetos animais como fertilizantes e
índices de solo para sua avaliação

Milton Antônio Seganfredo

Introdução

O potencial fertilizante de diferentes tipos de dejetos animais para diversas culturas agrícolas já foi demonstrado em várias condições de clima e solo há longa data. Entretanto, a produtividade das culturas, especialmente quando avaliada em experimentos de curto prazo, não se constitui um indicador suficiente para se avaliar as perspectivas de sustentabilidade de sistemas agrícolas adubados com dejetos animais. Frequentemente, no entanto, surgem correntes de opiniões conflitantes quanto à relevância dos riscos ambientais do uso dos dejetos animais como fertilizantes do solo. Os conflitos são recorrentes, especialmente, quanto ao impacto dos dejetos animais nas condições químicas do solo, sendo o fósforo o elemento de maior preocupação no âmbito mundial, pelo grau de risco ambiental, complexidade de sua dinâmica no ambiente e abrangência das perturbações causadas, e a dificuldade de reversão dessas. O foco deste capítulo é trazer uma abordagem sobre alguns riscos ambientais associados ao uso dos dejetos animais como fertilizantes do solo, além de alguns índices utilizados para monitoramento de solo para fins ambientais, considerando-se que esses aspectos são mais recentes em relação aos estudos sobre o potencial desses resíduos orgânicos de suprirem nutrientes ao solo e às plantas.

Potencial fertilizante dos dejetos animais

O potencial fertilizante ou a possibilidade de substituição da adubação química, no todo ou em parte por diferentes tipos de dejetos animais (DA) para culturas anuais, pastagens e algumas frutíferas, já foi demonstrado para as principais regiões agrícolas brasileiras, em diversas pesquisas reportadas desde o início da década de 1980 (Ernani, 1984; Konzen, 2003; Espanhol et al. 2007).

Ainda que analisar o potencial fertilizante dos DA não seja o objetivo deste capítulo, estimula-se os leitores a consultarem os relatos anteriormente referidos e alguns mais recentes, citando-se entre eles Moraes et al. (2014) e Hentz et al. (2016).

Os diversos relatos acima citados confirmam o potencial de uso dos DA como fertilizantes do solo em várias regiões do Brasil, corroborando verificações feitas na Europa, Estados Unidos e Canadá. Entretanto, a produtividade das culturas, especialmente quando avaliada em experimentos de curto prazo, não se constitui um indicador suficiente para se avaliar as perspectivas de sustentabilidade de sistemas agrícolas adubados com DA (Mallarino; Bundy, 2008; Scherer et al., 2010; Sharpley et al., 2011; Figueroa et al., 2012; Withers et al., 2014; Wang et al., 2015).

Riscos ambientais associados ao uso de dejetos animais como fertilizantes do solo

A premissa de que os DA seriam um insumo de baixo custo e seu uso como fertilizantes do solo uma prática segura sob o ponto de vista ambiental vem sendo questionada. Entre os fatores a considerar, estão a composição química desses resíduos, que é muito heterogênea face ao tipo de alimentação, manejo dos animais e dos dejetos, a escassez de áreas aptas para uso agrícola, a superposição de criações intensivas de suínos, aves e bovinos leiteiros nas mesmas áreas, os custos de armazenagem e transporte dos dejetos, e o aumento dos resultados de pesquisas sobre os riscos de poluição nas áreas de uso dos DA como fertilizantes do solo (Seganfredo; Girotto, 2005; IBGE, 2009; Pandolfo; Ceretta, 2008; Scherer et al., 2010; Figueroa et al., 2012; Pena et al., 2013; Wang et al., 2015).

A produção animal intensiva se caracteriza pelo uso intensivo de insumos na produção e altas densidades animais, predominando os sistemas confinados para aves e suínos e semiconfinamento para bovinos leiteiros, enquanto que para os bovinos de corte e ovinos as criações são conduzidas em pastagens intensivamente manejadas e com alta carga animal, incluindo os sistemas de integração lavoura-pecuária (Fontaneli et al., 2012; Nunes et al., 2012; Ito, 2016; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018a; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018b). Esses tipos de criação favorecem o planejamento da produção, industrialização e comercialização (Krabbe et al., 2013; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018a; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018b), mas causam preocupação quanto à destinação de suas dejeções (Santa Catarina, 2014). Nesse cenário, em diversos âmbitos geográficos a quantidade de dejetos excede a capacidade de sua reciclagem

quando essa está condicionada unicamente ao uso como fertilizantes do solo (Miranda et al., 2017).

Com frequência, no entanto, surgem correntes de opiniões conflitantes quanto à relevância dos riscos ambientais dessa prática. Os conflitos são recorrentes, especialmente quanto ao impacto dos DA nas condições químicas do solo, sendo o fósforo (P) o elemento de maior preocupação no âmbito mundial, pelo grau de risco ambiental, complexidade de sua dinâmica no ambiente e abrangência das perturbações causadas (Withers et al., 2014; Wang et al., 2015).

Um dos poucos relatos a abordar diretamente o conflito entre a concepção persistente por longo período de que em solos ácidos e com altos teores de óxidos de ferro (OxFe) e de alumínio (OxAl) o P seria um elemento imóvel no perfil é o de Beck et al. (2004). Segundo esses autores, em áreas de produção animal intensiva as quantidades de dejetos excedem aquelas possíveis de serem utilizadas como fertilizantes, mudando o equilíbrio entre quantidades disponíveis e capacidade de adsorção do solo, corroborando Dou et al. (2009). Como consequência das excessivas taxas de adição, a capacidade finita de adsorção do solo se torna progressivamente menor e, por conseguinte, também sua capacidade de adsorver P. Nessas condições, ocorrem aumentos nas formas mais facilmente disponíveis, que são aquelas mais vulneráveis às transferências via escoamento superficial e subsuperficial (Havlin, 2004; Girotto et al., 2010; Nair et al., 2010; Scherer et al., 2010; Segnanfredo et al., 2017).

Outro aspecto a observar em relação ao uso dos DA como fertilizantes do solo é o de que, ao contrário dos fertilizantes minerais, que podem ser formulados para as condições específicas de cada planta e solo, os DA apresentam, no mesmo composto, vários nutrientes em quantidades desproporcionais em relação às necessárias para o ótimo desenvolvimento das culturas, destacando-se o P, cobre (Cu) e zinco (Zn) (Maguirre et al., 2009; Manual..., 2016). Torna-se necessário, portanto, que paralelamente ao potencial dos DA de suprirem nutrientes para as plantas, seja considerado simultaneamente o grau de risco que esses resíduos representam ao ambiente (Withers et al., 2014; Wang et al., 2015).

Independente da fonte dos nutrientes, quer seja fertilizantes minerais, DA ou outros resíduos orgânicos, torna-se importante considerar que as classes estabelecidas como referência para o desenvolvimento das plantas podem não ser adequadas sob o ponto de vista de gestão ambiental (Mallarino; Bundy, 2008). Por exemplo, enquanto os teores de P disponíveis no solo para o ótimo desenvolvimento da maioria das culturas anuais e perenes estão entre 4.600 µg/kg e 60.000 µg/kg de solo (Manual..., 2016), bastam concentrações de P de apenas 10 µg/L nas águas superficiais para que ocorra o desenvolvimento acelerado de algas, incluindo-se algumas espécies produtoras de toxinas nocivas aos humanos e animais (Shaw et al., 2003; Smith; Monaghan 2003; Hundell, 2010). Outras alterações na qualidade das águas causadas pelas atividades agrícolas incluem a morte de invertebrados e de peixes devido à desoxigenação e, em longo prazo, a perda da biodiversidade (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2014).

Para diminuir os riscos de que as perdas de P por escoamento superficial possam causar danos ambientais incompatíveis com a noção de sustentabilidade socioeconômica e ambiental, as perdas máximas de P toleradas em áreas agrícolas seriam de 5 kg/ha por ano (USDA/NRCS, 2012). Entretanto, em áreas de uso de DA como fertilizantes do solo, as quantidades de P potencialmente transferíveis para os recursos hídricos podem exceder o citado limite, em função do tempo de uso, frequência e doses geralmente usadas nas adubações de pastagens e culturas anuais (Hooda et al., 2000; Scherer et al., 2010). Assim, nessas áreas são importantes o controle das doses e taxas de aplicação, o monitoramento dos teores de P acumulados no solo e o uso de práticas conservacionistas visando minimizar as perdas de P, uma vez que as quantidades de P associadas à eutrofização acelerada em lagos podem ser menores do que 1 kg/ha a 2 kg/ha por ano (Hansen et al., 2002).

Qualquer seja o tipo de solo e de região, o ponto de partida para tornar autosustentáveis os sistemas agrícolas adubados com DA reside na diminuição da carga poluente desses resíduos, destacando-se as quantidades de elementos químicos potencialmente poluentes excretados pelas criações. Para se atingir tal objetivo, um dos fatores de maior importância é o suprimento de dietas melhor balanceadas, evitando-se tanto as formas de alimentos de menor assimilação quanto o fornecimento de quantidades de nutrientes superiores às exigências dos animais. Nesse sentido, os principais nutrientes a serem consi-

derados são o N, P, Cu e Zn, pela alta proporção não assimilada pelos animais em relação àquela fornecida (Rostagno et al., 2011; Ribeiro; Oelke, 2013).

Entre as alternativas de redução da proporção de minerais excretados estão:

- Formulação de rações usando como referência os aminoácidos em vez de proteína bruta (Pena et al., 2013).
- Suplementação de prebióticos, probióticos, enzimas, extratos herbais e minerais orgânicos nas dietas de suínos e aves para aumento das formas digestíveis de minerais (Pessoa et al., 2012).
- Uso de quelatos para aumentar o tempo de permanência de Cu e Zn no aparelho digestivo dos animais (Lima et al., 2009).

Para o P, que é um dos elementos de maior risco ambiental, mostram-se relevantes as pesquisas de Pena et al. (2013). De acordo com esses autores, a fitase, quando usada isoladamente em dietas com alta proteína, produziu diminuições de P equivalentes àquelas de dietas com baixa proteína suplementadas com aminoácidos, fitase e minerais inorgânico-orgânicos. Para reduzir a excreção de N, as pesquisas indicaram que a melhor alternativa foi diminuição da PB com suplementação de aminoácidos. Além dessas opções, são também importantes o uso de linhagens de animais com melhor aproveitamento dos nutrientes fornecidos nas rações (Tomich et al., 2016), e, para o menor uso de Cu e Zn, realizar um melhor manejo do rebanho e melhor higienização das instalações, providência essa que reduziu expressivamente a quantidade de Zn usado para o controle de diarreias em leitões (Marcato, 1997; Lima et al., 2009).

A redução das quantidades de nutrientes excretadas nos DA possibilita diminuir a relação entre tamanho de rebanhos e áreas agrícolas necessárias para seu uso como fertilizantes do solo, mas ainda não é suficiente para estabelecer o equilíbrio entre a quantidade de nutrientes adicionados via dejetos e a capacidade de extração das culturas (Santa Catarina, 2014; Manual..., 2016).

Para diminuir o referido desbalanço, além de diminuir a carga de nutrientes dos DA, torna-se importante seguir as recomendações oficiais de adubação (Santa Catarina, 2014; Manual..., 2016). Também importante é utilizar sistemas de cultivo de alta capacidade extratora de nutrientes e observar o princí-

pio do balanço de nutrientes, cuja premissa é planejar as adubações conforme as deficiências ou excedentes de nutrientes existentes no solo, tomando-se como referência as culturas de interesse e a quantidade de nutrientes nos DA (Seganfredo, 2001; Sharpley et al., 2011; Miranda et al., 2017).

Nos casos em que os DA forem usados por longos períodos e as doses forem calculadas com base em qualquer um dos elementos P, nitrogênio (N) e potássio (K), os demais geralmente estarão em excesso, principalmente os micronutrientes Cu e Zn (Seganfredo, 2001; Maguirre et al., 2009; Girotto et al., 2010). Isso ocorrerá mesmo quando tomadas como referência as tabelas das recomendações oficiais de adubação, caso o elemento usado como base de cálculo não seja aquele demandado em menores quantidades pelas plantas, geralmente os micronutrientes (Seganfredo, 2001; Manual..., 2016). Não sendo observada essa base de cálculo, no longo prazo poderão ocorrer desbalanços de nutrientes no solo e aumento dos riscos à qualidade do solo e águas, decréscimos na produtividade de algumas culturas e aumento do acamamento de plantas, mesmo para doses relativamente baixas de dejetos (Figuerola et al., 2012; Blanco, 2015).

Exemplo da aplicação do princípio do balanço de nutrientes para N, P, K, Cu, Zn e manganês (Mn) é demonstrado na Tabela 1, elaborada com base na composição média de dejetos líquidos suínos (DLS) armazenados em esterqueiras, e na demanda das plantas conforme as recomendações oficiais de adubação publicadas em Recomendações..., (1995).

Tabela 1. Quantidade de nutrientes adicionados e extraídos num sistema de rotação de culturas adubado com dejetos de suínos, em função do critério de cálculo das quantidades de dejetos a aplicar.

Sucessão de culturas	Nutrientes extraídos ¹	Nutrientes aplicados ²				Sobras ou faltas de nutrientes aplicado menos o retirado ³			
		Critério I	Critério II	Critério III ⁴	Critério IV	Critério I ⁵	Critério II	Critério III	Critério IV
		Nitrogênio (kg/ha de N)							
Milho	125	200	43	4,4	123	+75	-82	-121	-2
Soja	153	219	121	5,5	53	+66	-32	-148	-100
Trigo	53	128	29	4,0	77	+75	-24	-49	+24
Capim elefante	663	947	189	55,0	266	+284	-474	-608	-397
		Fósforo (kg/ha de P ₂ O ₅)							
Milho	54	163	35	3,6	100	+109	-19	-50,4	+46
Soja	30	178	99	4,5	43	+148	+69	-25,5	+13
Trigo	44	105	24	3,3	63	+61	-20	-40,7	+19
Capim elefante	152	771	154	45,0	217	+619	+2	-107	+65
		Potássio (kg/ha de K ₂ O)							
Milho	37	106	23	2,3	65	+69	-14	-34,7	+28
Soja	60	115	64	2,9	28	+55	+4	-57,1	-32
Trigo	10	68	15	2,1	41	+58	+5	-7,9	+31
Capim elefante	1.077	500	100	29,0	141	-577	-977	-1.048	-936

Continua...

Tabela 1. Continuação...

Sucessão de culturas	Nutrientes extraídos ¹	Nutrientes aplicados ²				Sobras ou faltas de nutrientes aplicado menos o retirado ³			
		Critério I	Critério II	Critério III ⁴	Critério IV	Critério I ⁵	Critério II	Critério III	Critério IV
		Cobre (g/ha de Cu)							
Milho	24	1.097	236	24	674	+1.073	+212	0	+650
Soja	30	1.201	666	30	290	+1.171	+636	0	+260
Trigo	22	705	159	22	424	+683	+137	0	+402
Capim elefante	300	5.195	1.039	300	14.62	+4.895	+739	0	+1.162
		Zinco (g/ha de Zn)							
Milho	37	224	2.948	634	64	1.810	+2.724	+410	-160
Soja	60	120	3.228	1.790	80	778	+3.108	+1.670	-40
Trigo	10	185	1.896	428	59	1.141	+1.711	+243	-126
Capim elefante	1.077	1.200	13.961	2.792	800	3.929	+12.761	+1.592	-400
		Manganês (g/ha de Mn)							
Milho	69	2.400	515	52	1.474	+2.331	+446	-17	+1.405
Soja	90	2.628	1.457	65	634	+2.538	+1.367	-25	+574
Trigo	303	1.543	348	48	928	+1.240	+45	-255	+625
Capim elefante	5.370	11.364	2.273	650	3.204	+5.994	-3.097	-4.720	-2.166

¹O cálculo dos nutrientes extraídos pelas culturas foi feito conforme Comissão de Fertilidade do Solo RS/SC (1995), exceto para o capim-elefante e a soja, para os quais os critérios seguidos encontram-se descritos neste trabalho. ²Quantidades aplicadas para solo contendo 3,5% de matéria orgânica e detritos contendo, em kg/m³, os teores de N=2,920; P₂O₅=2,370; K₂O=1,540; Cu=16; Zn=43 e Mn=35. ³Os sinais "+" indicam falta e os sinais "-" sobras. ⁴Não computado o efeito residual do ano anterior. ⁵As sobras de N pelo critério I devem-se ao adicional de N para compensar aquele não disponível no ano da aplicação.

Fonte: Segantredo (2001).

A Tabela 1 foi elaborada a partir das Tabelas 1 e 2 de Segnanfredo (2001), sendo as premissas e critérios de cálculo das quantidades de (DLS) a serem aplicados ao solo transcritos a seguir, com alguns ajustes no texto original. Nos cálculos das doses de DLS, foram consideradas as seguintes premissas:

- Balanço para os macronutrientes N, P e K e os micronutrientes Cu, Zn e Mn para solo contendo 3,5% de matéria orgânica e composição química dos DLS em kg/m³ de N, P₂O₅, K₂O, Cu, Zn e Mn de 2,92, 2,37, 1,54, 16, 43 e 35, respectivamente.
- A Tabela 1 se aplica a partir do 4º ano, quando as doses de P recomendadas por Comissão de Fertilidade do Solo RS/SC (1995) seriam equivalentes àquelas da adubação de manutenção, e a soma do N e P adicionados e o N e P residual seriam constantes.
- Recuperação do N do fertilizante químico estimada em 60%.
- Índice de aproveitamento do N e do P dos DLS de 50% e residual de 20%.
- Para a soja, considerou-se cultivar não nodulante, 10 kg/ha de N suprido pelo solo, adubação de base para N igual àquela do feijão.
- Para o capim-elefante, 20 kg/ha de N supridos pelo solo, 30 t/ha de matéria seca e um corte a cada 70 dias.
- Produção de grãos de 3 t/ha para soja, 2 t/ha para trigo e 9 t/ha para o milho.
- Quatro critérios de cálculo das quantidades de dejetos a aplicar, descritos a seguir:
 - **Critério (8.1):** DLS para suprir, numa única aplicação, uma quantidade de N igual àquela que as plantas retirariam do solo durante todo o seu ciclo.
 - **Critério (8.2):** DLS para suprir o N de base, complementando-se os demais com fertilizantes químicos.
 - **Critério (8.3):** quantidades de DLS limitadas pelo elemento crítico, complementando-se os demais com fertilizantes químicos.

- **Critério (8.4):** quantidades de dejetos limitadas pelo P. Para mais detalhes sobre os critérios utilizados, consultar Segnanfredo (2001).

Para evitar os excedentes de nutrientes no solo e os riscos de sua transferência para os recursos hídricos, além da observância das recomendações oficiais de adubação e diminuição das taxas de excreção de nutrientes via melhor formulação das rações, é indispensável o uso de práticas agronômicas conservacionistas, destacando-se aquelas voltadas para a manutenção da qualidade do solo e das águas superficiais e subsuperficiais. Também é necessária a atenção com os riscos sanitários envolvidos desde a coleta até aplicação e tempo de inativação no solo de organismos veiculados nos dejetos e que sejam potencialmente nocivos ao homem, animais e ao ambiente (Wiest, 1982; Viancelli et al., 2012; United States Environmental Protection Agency, 2013; Bilota; Kunz, 2013; Fongaro et al. 2014; Jenkins et al., 2019; Manual..., 2016).

Apesar das informações já divulgadas sobre o assunto pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Usepa), Organização Mundial da Saúde (OMS) e pelo Ministério da Saúde do Brasil, a gravidade dos riscos da exposição a patógenos zoonóticos ainda é subestimada, principalmente pela equivocada pressuposição de que animais sem sintomas clínicos de doenças seriam sadios e, portanto, não representariam riscos aos trabalhadores a eles expostos e, tampouco, à saúde pública. No entanto, mesmo em animais sem sinais clínicos de doenças, alguns tipos de microrganismos causadores de zoonoses (determinados vírus e bactérias, por exemplo) podem ser encontrados em secreções oro-nasal, fezes e urina (Castro et al., 2007; Schaefer et al., 2008).

Os DA, incluindo aqueles das aves de corte e postura, podem abrigar diversos tipos de microrganismos patogênicos. Alguns deles são hospedeiros que não representam riscos aos humanos, enquanto outros podem infectá-los, caracterizando-se, portanto, como zoonóticos. Alguns dos mais citados são a *Escherichia coli* (0157:H7), *Campylobacter* spp., *Salmonella* spp. e os parasitas *Cryptosporidium parvum* e *Giardia lamblia*. Alguns vírus também foram relacionados como patógenos associados aos DA, embora se saiba menos sobre a sua sobrevivência nesses resíduos orgânicos (United States Environmental Protection Agency, 2013).

Conforme recentemente demonstrado (Viancelli et al., 2012; Bilota; Kunz, 2013), vários patógenos zoonóticos permanecem ativos em DLS mantidos em esterqueiras anaeróbias mesmo quando usados sistemas de tratamento mais eficientes. Fongaro et al. (2014) demonstraram que o sistema de tratamento por biodigestores anaeróbios não foi capaz de reduzir significativamente a quantidade de *Salmonella* spp. e viroses entéricas, especialmente o circovírus suíno infeccioso tipo 2 (PCV2). Publicações de United States Environmental Protection Agency (2013) e Ziemer et al. (2010) relatam que para rotavírus e novovírus a dose infectiva é tão baixa que sua presença, mesmo em mínimas concentrações, pode tornar o seu controle nas instalações uma tarefa muito difícil e mesmo inviável.

Também nas camas aviárias são encontrados patógenos causadores de zoonoses, como o vírus da doença de New Castle, clamídia, listeria, micobactérias, cândida, aspergillus, clostrídios, vários sorotipos de salmonelas e escherichia e cistos de eimérias, além de resíduos de antibióticos, sendo que alguns desses microrganismos e resíduos persistem mesmo após o tratamento no intervalo entre lotes e a compostagem antes do seu uso como fertilizante do solo (Hahn, 2004; United States Environmental Protection Agency, 2013; Rech, 2017). Pesquisas de Vaz et al., (2019) demonstraram persistência de *Salmonella* Heidelberg em camas de aviário reutilizadas, e, em função disso, os autores consideraram que, sob o ponto de vista de controle dos riscos microbiológicos, o reúso das camas deve ser condicionado a tratamentos comprovadamente eficazes na inativação de patógenos residuais antes de alojar o lote subsequente.

A partir dos relatos de Hahn (2004) sobre o efeito da compostagem em microrganismos e oocistos de eimérias e concentração de salinomicina em camas de aviário, e de Rech (2017) e Vaz et al. (2017) sobre o efeito de diferentes tratamentos na persistência de vírus e bactérias em camas reutilizadas por vários lotes, mostra-se prudente que quando do uso desses resíduos como fertilizantes do solo sejam antes utilizados tratamentos que inativem os microrganismos potencialmente patogênicos ou ao menos diminuam significativamente o seu potencial contaminante, como, por exemplo, a compostagem em pilhas cobertas. Embora sobre esse processo Hahn (2004) tenha opinado que “...apesar do processo de decomposição diminuir o potencial contaminante da cama de aviário, é uma medida isolada e insuficiente...”, pondera-se

que ainda é um processo mínimo necessário tanto para a mineralização dos nutrientes quanto para a diminuição dos riscos devidos a organismos patogênicos, ao menos enquanto não se disponha de outras medidas mais eficazes.

Em outros estudos visando determinar a ocorrência e abundância de dez patógenos zoonóticos e três indicadores fecais na fração líquida (após separação de sólidos) de dejetos de bovinos leiteiros (DLVL) de lagoas de armazenamento, Dungan et al. (2012) utilizaram as técnicas do número mais provável (NMP) e do PCR quantitativo em tempo real (qPCR) em 30 amostras coletadas no outono e verão em lagoas do sul de Idaho, nos Estados Unidos. Os indicadores de microrganismos fecais pela técnica do MPN foram os enterococos, coliformes totais e *Escherichia coli*, enquanto pela técnica da contagem em placas foi o *Clostridium perfringens*. Os valores médios dos títulos para enterococos e *Clostridium perfringens* foram de 100 para o NMP e também para Unidades Formadoras de Colônias por mililitro, respectivamente, durante todo o período de amostragem. Os valores médios de coliformes totais foram de 1 a 2 ordens de magnitude maiores. Pela técnica do qPCR, as amostras testaram positivo para *Campylobacter jejuni*, *Escherichia coli* produtora das toxinas stx1 e eaeA, *Listeria monocytogenes*, *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* e *Salmonella enterica*, com recuperações médias de DNA genômico correspondentes ao intervalo de 100 a 1.000 células por mililitro de DLVL. Os organismos de maior predominância foram *Campylobacter jejuni* e *Mycobacterium avium*, sendo detectados em 21 e 29 das 30 amostras, respectivamente. *Cryptosporidium* e *Giardia* spp., *Yersinia pseudotuberculosis* e *Leptospira* spp. não foram detectados pela técnica do qPCR. Segundo os autores, a não detecção de *Leptospira* spp. pode estar relacionada à etapa da extração do DNA, pois esses organismos foram encontrados em outras pesquisas usando técnica de extração similar.

Considerando-se tanto os riscos sanitários quanto a escassez de terras aptas para o uso dos DA como fertilizantes do solo, principalmente nas regiões produtoras de aves e suínos em confinamento ou de bovinos leiteiros em regime de semiconfinamento, torna-se necessário dispor de outras alternativas de reciclagem, citando-se entre elas os sistemas de tratamento projetados para o lançamento do efluente final tratado em cursos d'água e/ou o reaproveitamento de nutrientes e resíduos sólidos (Miele et al., 2015). Isso se torna de-

sejável e necessário, pois enquanto o número de animais por empreendimento tem aumentado, a estrutura fundiária permanece a mesma (IBGE, 2009; IBGE, 2017), com o agravante da tendência de diminuição das áreas cultivadas em razão do relevo acidentado e a carência de mão de obra no meio rural (Miele; Miranda, 2013; IBGE, 2017).

A necessidade de critérios no uso dos DA como fertilizantes do solo já vem sendo reconhecida na legislação ambiental, destacando-se Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul, os três principais estados onde se desenvolvem as criações animais em sistemas confinados como suinocultura e avicultura e semiconfinamento para bovinocultura leiteira. Nesses três estados, o uso dos DA está condicionado a um plano de manejo de nutrientes estabelecido com base em recomendações oficiais de adubação (Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler, 2014; Instituto Ambiental do Paraná, 2009; Santa Catarina, 2014). Embora essa base legal estabeleça limitações quanto ao uso indiscriminado de DA como fertilizantes do solo, ainda não é suficiente para impedir que, no longo prazo, ocorra o acúmulo de nutrientes no solo, especialmente P, Cu e Zn. Com isso, faz-se necessário o contínuo monitoramento da evolução dos teores de nutrientes no solo, de forma que nas áreas de uso de DA como fertilizantes não sejam ultrapassadas as classes de interpretação alto, estabelecidas em manuais de recomendações oficiais de adubação (Manual..., 2016).

O monitoramento do estado de nutrientes do solo é feito utilizando-se os métodos estabelecidos para o diagnóstico da fertilidade do solo. Esses métodos, além de possibilitarem a manutenção dos nutrientes em quantidades adequadas para o ótimo desenvolvimento das culturas, também podem ser usados para fins ambientais como uma referência quanto ao potencial de um determinado solo de contribuir para a poluição difusa, mesmo que não tenham sido estabelecidos para essa finalidade (Wang et al., 2015).

Pesquisas conduzidas nos Estados Unidos e Canadá, e também no Brasil, mostram clara relação entre as quantidades excessivas de nutrientes no solo sob o ponto de vista agrônomo indicadas pelos métodos usados para fins de diagnóstico da fertilidade do solo e aquelas determinadas por índices aplicados prioritariamente para fins ambientais (Seganfredo et al., 2014; Wang et al., 2015).

Os principais métodos originalmente desenvolvidos para fins de diagnóstico da fertilidade do solo, e que têm sido aplicados também para fins ambientais, são o P extraído com água (PAG), P extraído com resina aniônica (P-Res), P extraído com bicarbonato de sódio (P-Bic) e P extraído pelos métodos Mehlich-1 (P-M1) e Mehlich-3 (P-M3) (Seganfredo et al., 2014; Wang et al., 2015).

Métodos de análise de solo utilizados para fins ambientais

Visando melhor entender quais as formas de P predominantes no solo e os processos que controlam sua remoção e transporte via escoamento superficial e subsuperficial, alguns indicadores denominados de “índices ambientais” têm sido propostos (Sharpley et al., 2006). Os principais índices utilizados para essa finalidade têm sido o P extraído por água (PAG), o P extraído por papel filtro impregnado com óxido de ferro (P-FeO), o P extraído por oxalato de amônio acidificado (POX), o P extraído por hidróxido de sódio diluído (P-NaOH), o grau de saturação de P (GSP), o índice de adsorção de P (PIA), a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) e alguns índices derivados ou adaptados dos últimos três (Sharpley et al., 2006; Nair et al., 2010; Wang et al., 2015).

Entre os índices utilizados como referência das formas mais prontamente disponíveis, merecem destaque o PAG e o P-FeO. O PAG, originalmente proposto por Van Der Paauw (1971) como um método de diagnóstico da fertilidade do solo para a Holanda, mostra-se um índice de alta relevância ambiental em função da sua forte relação com o P mais facilmente transferível aos recursos hídricos, especialmente via escoamento superficial (Hooda et al., 2000; McDowell; Sharpley, 2001). A validade do PAG como um índice para fins ambientais, incluindo áreas com uso de DA, foi comprovada em diferentes condições de clima e de solo (Hooda et al., 2000; Nair et al., 2010; Segnanfredo et al., 2014; Wang et al., 2015).

Enquanto o PAG é usado como um indicador do P potencialmente transferível aos recursos hídricos, o P-FeO é utilizado como um indicador do P potencialmente disponível às algas (PPDA), cujo desenvolvimento acelerado pode causar a deterioração da qualidade das águas. O P-FeO foi desenvolvido inicialmente para estudos sobre química do solo no final da década de 1970.

Em 1995, foi utilizado por Sharpley et al. (1995) como um índice de PPDA em estudos sobre a dinâmica de P biodisponível em solos agrícolas e seu efeito na qualidade das águas. Posteriormente, foi usado como um índice de disponibilidade para as plantas, como uma alternativa à extração com resinas em esferas (Chardon, 2009). O P-FeO foi usado como um índice de PPDA também no Projeto Nacional de Perdas de P por escoamento superficial dos Estados Unidos (Sharpley et al., 2002).

O POX, P-NaOH, PAI, CMAP e alguns derivados dos dois últimos são utilizados, fundamentalmente, como indicadores da capacidade do solo de adsorver P, porém, apesar da sua aplicação para fins ambientais em diferentes condições de clima e solo, a principal referência para essa finalidade tem sido o GSP (Hooda et al., 2000; Nair, 2014). O GSP é um índice que representa a relação entre o P e a soma de Fe e Al extraídos por oxalato de amônio acidificado (OAA) (Schoumans, 2009), sendo que o OAA extrai o P adsorvido aos óxidos e hidróxidos amorfos de Fe e Al, que são tidos como os dois principais responsáveis pela adsorção do P (Hooda et al., 2000; Schoumans, 2009), embora mais recentemente Gérard (2016) considere que minerais de argila também são importantes nas reações de adsorção e dessorção de P, podendo, inclusive, competir com os óxidos e hidróxidos acima citados. Além do P ligado reversivelmente aos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, o OAA extrai também o P de algumas formas orgânicas, P adsorvido superficialmente a argilominerais (Torrent; Delgado, 2001) e uma fração de formas cristalinas de Fe e Al (Schoumans, 2009). O princípio envolvido no GSP é o de que quanto maior o número de sítios de adsorção ocupados com P, menor a capacidade do solo de comportar novas adições de P e maior a facilidade de dessorção desse elemento. Para solos nessas condições, maior será o potencial de transferência de P para os recursos hídricos (Beauchemin; Simard, 1999; Wang et al., 2015).

Estudos sobre a aplicação do GSP como um índice ambiental para a avaliação dos riscos de poluição difusa relativa ao P em áreas de uso de DA já vêm sendo relatados há mais de 15 anos (Beck et al., 2004; Nair et al., 2010; Wang et al., 2015). Em alguns países, o GSP é usado como uma referência de limites de P para áreas de risco de poluição dos recursos hídricos por P e/ou áreas com excedentes de P, como no Canadá, (Beauchemin; Simard, 1999) e Holanda (Schoumans, 2009). No Brasil, o GSP como índice indepen-

dente já foi utilizado para estimar as perdas potenciais de P para os recursos hídricos via escoamento superficial de solos adubados com resíduos urbanos (Jordão, 2006), porém, não foram localizadas referências de que tenha sido proposto como parâmetro para limitar as quantidades de P adicionadas ao solo.

Ainda que o GSP, tanto quanto o PAG, sejam importantes como índices ambientais independentes, a relação entre eles é de maior relevância. A partir dessa relação, determina-se o ponto crítico de dessorção de P (PCDP), que indica o GSP do solo a partir do qual observa-se um brusco aumento no PAG e, conseqüentemente, também do potencial do solo de transferir P para os recursos hídricos (Hooda et al., 2000; Nair et al., 2010; Bissani et al., 2016). Um exemplo do uso da relação entre o GSP e o PAG é apresentado na Figura 1, obtida de Nair (2014).

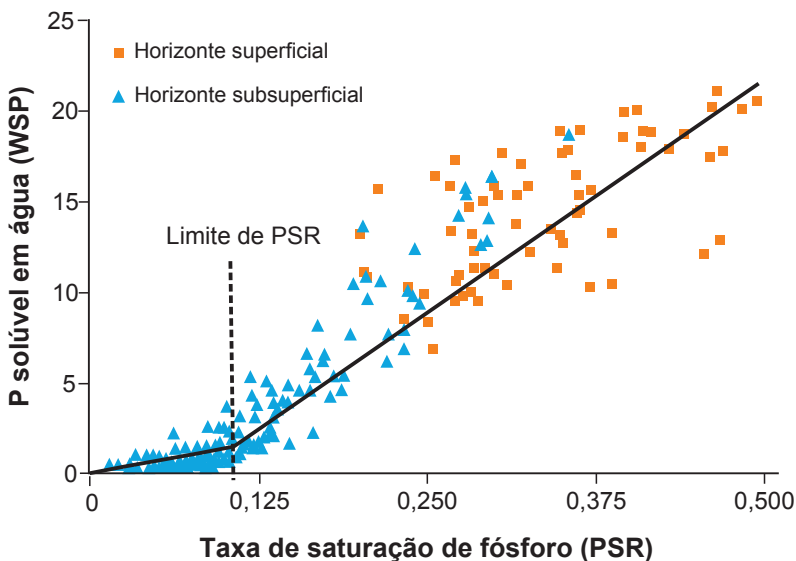


Figura 1. Relação entre a concentração de fósforo solúvel em água (WSP) e a taxa de saturação de fósforo (PSR) para horizontes de superficial e subsuperficial de solos impactados por dejetos animais. O limiar da PSR foi 0,1, para fósforo, ferro e alumínio extraídos com oxalato de amônio acidificado.

Apesar da relevância das informações obtidas tanto a partir dos métodos desenvolvidos para o diagnóstico da fertilidade do solo, quanto dos índices desenvolvidos especificamente para fins ambientais, são necessários estudos complementares sobre os elementos potencialmente transferíveis aos recursos hídricos no curto prazo e quais suas formas predominantes no solo e as quantidades envolvidas nas transformações de mais longo prazo (McDowell; Sharpley, 2001; Wang et al., 2015; Seganfredo et al., 2017).

Para o conhecimento das formas de cada elemento predominante no solo e sua disponibilidade no curto e longo prazo, são utilizados métodos de extração seletiva, nos quais a mesma amostra de solo é submetida sequencialmente a soluções químicas de poder de extração progressivamente maior. Esses procedimentos, também denominados fracionamentos químicos ou extrações sequenciais, removem nas etapas iniciais as formas mais facilmente disponíveis e, na sequência, aquelas mais estáveis (Tiessen; Moir, 1993).

O fracionamento químico do solo para os elementos de interesse, principalmente o P, Cu e Zn possibilita estimar as quantidades desses elementos das formas orgânicas e inorgânicas de acordo com sua estabilidade química, que poderão ser associadas à disponibilidade para as plantas ou facilidade de movimentação no ambiente, tanto via deslocamento superficial quanto subsuperficial (Tiessen; Moir, 1993; Scherer et al., 2010; Giroto et al., 2010; Seganfredo et al., 2014; Seganfredo et al., 2017).

Para áreas com uso de DA como fertilizantes do solo, os estudos envolvendo o fracionamento químico do solo para P, Cu e Zn configuram-se de alta relevância, principalmente para as áreas de produção animal intensiva como no Sul e Centro-Oeste do Brasil. Estudos conduzidos em solos do Rio Grande do Sul e Santa Catarina demonstraram que nas áreas com longo histórico de uso de DA as quantidades de Cu, Zn e P mais facilmente disponíveis foram expressivamente maiores que aquelas sem uso desses resíduos (Giroto et al., 2010; Seganfredo, 2013; Seganfredo et al., 2017).

Quanto aos índices de P de solo aplicados prioritariamente para fins ambientais em áreas de uso de DA em solos brasileiros, a literatura é ainda pouco expressiva, porém, vários índices para essa finalidade já foram avaliados (Seganfredo, 2013), e para o estado de Santa Catarina recentemente foi proposto o Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P) (Gatiboni et al., 2014).

Para o desenvolvimento do LCA-P foi utilizado o horizonte B de um Latossolo Bruno de área de campo nativo, que foi misturado com diferentes proporções de areia para a obtenção de teores de argila de 20%, 40%, 60% e 80%. Após a determinação da capacidade de adsorção de fósforo do solo (CMAP) de cada uma dessas misturas, as mesmas foram incubadas com doses de P de 0%, 12,5%, 25%, 50%, 75% e 100% do valor da CMAP. Na sequência, foram determinados o P-M1 e o PAG, e da relação entre eles o LCA-P, calculado usando a equação $LCA-P \text{ (mg/dm}^3\text{)} = 40 + \% \text{ argila}$, sendo que a relação “mg/dm³” representa o teor de P extraído pelo método Mehlich-1 medido em miligramas por metro cúbico de solo. Considerando um solo hipotético contendo 50% de argila, o LCA-P seria 90 mg/dm³ (40+50=90) e o limite de intervenção 108 mg/dm³ obtido do LCA-P + 20% (90 +18=108). Com o objetivo de comparar índices de P do solo para fins ambientais em áreas com e sem DA em solos da região de Concórdia-SC, Segnanfredo (2013) avaliou o PAG, P-M1, POX, P-NaOH, CMAP, GSP e o PCDP. Os resultados da pesquisa indicaram correlação forte do P-M1 e PAG entre si e também com indicadores de P adsorvido reversivelmente no solo (POX e P-NaOH), mas fracamente com a CMAP tanto nas áreas com DA quanto naquelas sem a adição desses resíduos. Um dos fatores importantes na avaliação dessa ocorrência é que a CPMA não depende apenas do teor de argila, mas da interação entre matéria orgânica (MO), textura e mineralogia da fração argila e outros fatores de maior ou menor peso conforme o tipo de solo (Dolui; Dasgupta, 1998). Conforme Pinto (2012), “a utilização de somente um atributo de solo, o teor de argila, como critério de classificação para recomendação da adubação fosfatada apresenta-se suscetível a erros, devendo utilizar-se mais fatores para um manejo adequado do fósforo no solo”.

Para solos da pesquisa acima mencionada contendo cerca de 58% de argila, o PCDP determinado graficamente (posteriormente confirmado usando programa de análise estatística) foi de aproximadamente 24 mg/kg, ou seja, pouco acima de 18 mg/kg, que é o limite da classe muito alto para P, conforme Manual..., (2004), porém, bem abaixo do LCA-P que seria de ± 90 mg/kg e também do limite de intervenção que seria de ± 108 mg/kg. Em função da correlação fraca de PAG e P-M1 com a CMAP, contrastando com a correlação muito forte de PAG e P-M1 entre si e com o POX e P-NaOH, mostra-se relevante a atenção e cautela quanto a limites de segurança de teores de P no solo para fins ambientais, especialmente aqueles relacionados aos ris-

cos de transferência de P do solo para os recursos hídricos via escoamento superficial.

Um índice utilizado para a avaliação da vulnerabilidade de áreas agrícolas às perdas de P por escoamento superficial é o Índice P, que é um modelo matemático que considera os teores de P e hidrologia e manejo do solo e, a partir dele, pode-se definir as áreas prioritárias para a implementação de práticas de manejo do solo e do P visando diminuir tais perdas (Lemunyon; Gilbert, 1993; Reid, 2011; Sharpley et al., 2012). Devido à sua complexidade, grande número de informações necessárias e escassos relatos sobre sua aplicação no Brasil, o mesmo não será tratado neste capítulo.

Em função dos resultados obtidos por Seganfredo (2013) e do exercício acima realizado com o LCA-P e o PCAP, justificam-se novas pesquisas com amplitude maior de solos que contenham gradiente de P construído durante longo período de adição de DA (válido também para outras fontes de P), tanto para confirmar os dois índices, quanto para apontar a necessidade de ajustes ou complementação com outros índices que possibilitem segurança no uso dos DA como fertilizantes do solo, garantindo a produtividade das culturas e mínimos riscos ambientais, especialmente quanto à qualidade do solo e dos recursos hídricos.

Conclusões

O uso de dejetos animais comprovadamente constitui uma alternativa aos fertilizantes formulados no suprimento de nutrientes para as culturas, porém, avanços no conhecimento sobre poluição por fontes difusas na agricultura demonstram a necessidade de que esses resíduos sejam considerados simultaneamente como fonte de nutrientes e fator de riscos ambientais, especialmente pela sua carga de P, Cu, Zn e organismos potencialmente patogênicos.

Quando do uso de dejetos animais como fertilizantes do solo, mostra-se importante usar esses resíduos em formas estabilizadas química e biologicamente, e condicionar sua aplicação a um plano de manejo de nutrientes, possibilitando, com isso, diminuir os riscos de acúmulo de nutrientes no solo e o seu carreamento para os recursos hídricos.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Resumo do Setor de Aves**. São Paulo: ABPA, 2018a. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/resumo>>. Acesso em: 14 de ago. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Resumo do Setor de Suínos**. São Paulo: ABPA, 2018b. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/resumo>>. Acesso em 14 de ago. 2018.

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R. Soil phosphorus saturation degree: review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 79, n. 4, p. 615-625, 1999. DOI: 10.4141/S98-087.

BECK, M. A.; ZELAZNY, L. W.; DANIELS, W. L.; MULLINS, G. L. Using the Mehlich-1 extract to estimate soil phosphorus saturation for environmental risk assessment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 5, p. 1762-1771, Aug. 2004. DOI: 10.2136/sssaj2004.1762.

BILOTTA, P.; KUNZ, A. Swine manure post-treatment technologies for pathogenic organism inactivation. **Engenharia Agrícola**, v.33, n.2, p.422-431, 2013. DOI: 10.1590/S0100-69162013000200020.

BISSANI, C. A.; SEGANFREDO, M. A.; SÁ, E. L. S. de. Riscos de poluição difusa por fósforo no solo e águas: ponderando sobre teorias e cenários de fato. In: Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, 11. **Anais...**, Frederico Westphalen, 2016. 3 p.

BLANCO, I. B. **Adubação da cultura da soja com dejetos de suínos e cama de aviário**. 2015. 36 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) - UNIOESTE, Cascavel.

CASTRO, A. M. M. G. de.; CORTEZ, A.; HEINEMANN, M. B.; BRANDÃO, P.; RICHTZENHAIN, L. J. Circovírus suíno tipo 2 (PCV-2). **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 74, n. 3, p. 281-291, 2007.

CHARDON, W. J. Phosphorus Extraction with Iron Oxide-Impregnated Filter Paper (Pi test). In: KOVAR, J. L.; PIERZYNSKI, G. M. **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. 2 ed. Blacksburg: Virginia Tech University; 2009. p. 25-28.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013**. parte 1. São Paulo: CETESB, 2014. 302 p.

DOLUI, A. K.; DASGUPTA, M. Phosphate sorption-desorption characteristics of some ferruginous soils (Alfisols) of eastern India. **Agropedology**, v. 8, p. 76-83, 1998.

DOU, Z.; RAMBERG, C. F.; TOTH, J. D.; WANG, Y.; SHARPLEY, A. N.; BOYD, S. E.; CHEN, C. R.; WILLIAMS, D.; XU, Z. H. Phosphorus speciation and sorption-desorption characteristics in heavily manured soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, n. 1, p. 93-101, Dec. 2009. DOI: 10.2136/sssaj2007.0416.

DUNGAN, R. S.; KLEIN, M.; LEYTEM, A. B. Quantification of bacterial indicators and zoonotic pathogens in dairy wastewater ponds. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 22, p. 8089-8095, 2012. DOI: 10.1128/AEM.02470-12.

ERNANI, P. R. Necessidade da adição de N para o milho em solo fertilizado com esterco de suínos, cama de aves e adubos minerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, p. 313-317, 1984.

ESPANHOL, G. L.; ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, A. L.; NUERNBERG, N. J.; NAVA, G. Propriedades químicas e físicas do solo modificadas pelo manejo de plantas espontâneas e adubação orgânica em pomar de macieira. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 6, n. 2, p. 83-94, 2007.

FIGUEROA, E. A.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; WIETHÖLTER, S. Dose de esterco de ave poedeira e suprimento de nitrogênio à cultura do trigo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 714-720, 2012.

FONGARO, G.; VIANCELLI, A.; MAGRI, M. E.; ELMAHDY, E. M.; BIESUS, L. L.; KICH, J. D.; KUNZ, A.; BARARDI, C. R. M. Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. **Science of the Total Environment**, v. 479-480, p. 277-283, May 2014. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.004.

FONTANELI, R. S. F.; SANTOS, H. D.; FONTANELI, R. S. **Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-brasileira**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2012. 544 p.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER – RS. **Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura**. Porto Alegre: FEPAM, 2014. 10 p. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/diret_suinos_novos.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2018

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. **Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina**. Lages: CAV-UDESC, 2014. 38 p. (Boletim Técnico).

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213-226, 2016.

GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R.; SILVA, L. S.; LOURENZI, C. R.; LOURENSINI, F.; VIEIRA, R. C. B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 955-965, 2010.

HAHN, L. **Processamento da cama de aviário e suas implicações nos agroecossistemas**. 2004. 130 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

HANSEN, N.; DANIEL, T.; SHARPLEY, A.; LEMUNYON, J. The fate and transport of phosphorus in agricultural systems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 57, n. 6, p. 408-416, 2002.

HAVLIN, J. L. Technical basis for quantifying phosphorus transport to surface and groundwaters. **Journal of Animal Science**, v. 82, Supl. 13, p. E277-291, Jan. 2004. DOI: 10.2527/2004.8213_supplE277x.

HENTZ, P.; CORRÊA, J. C.; FONTANELI, R. S.; REBELATTO, A.; NICOLOSO, R. da S.; SEMMELMANN, C. E. N. Poultry litter and pig slurry applications in an integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0150072, 2016.

HOODA, O. S.; RENDELL, A. R.; EDWARDS, A. C.; WHITERS, P. J. A.; AITKEN, M. N.; TRUESDALE, V. W. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 4, p. 1166-1171, Jun. 2000. DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900040018x.

HUDNELL, H. K. The state of US freshwater harmful algal blooms assessments, policy, and legislation. **Toxicon**, v. 55, p. 1024-1034, July 2010. DOI: 10.1016/j.toxicon.2009.07.021.

IBGE. **Censo agropecuário 2006**. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 777 p.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuário/censo-agropecuário-2017>. Acesso em jul. 2019.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Anexo 6 - aplicação de dejetos de suínos no solo para fins agrícolas**. Curitiba: IAP, 2009. 5 p. Anexo 6 da Instrução Normativa IAP/DIRAM 105.006. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=248>. Acesso em: 28 maio 2013.

ITO, M.; GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDEx Setorial**, n. 44, p. 125-156, 2016.

JENKINS, M.; BROOKS, J.; BOWMAN, D.; LIOTTA, J. **Pathogens and potential risks related to livestock or poultry manure**. Kansas City: eXtension Foundation, 2019. Disponível em: <https://pelc.org/pathogens-and-potential-risks-related-to-livestock-or-poultry-manure/>. Acesso em jul. 2019.

JORDÃO, C. B. **Especiação e grau de saturação de fósforo em latossolo tratado com lodo de esgoto**. 2006. 83 f. Tese (Doutorado em Agronomia. Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

KONZEN, E. A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 10 p. (EMBRAPA-CNPMS. Circular Técnica, 31).

KRABBE, E. L.; SANTOS FILHO, J. I. dos.; MIELE, M.; MARTINS, F. M. Cadeias produtivas de suínos e aves. In: GENTILINI, F.P.; ANCIUTI, M.A. Org. **Tópicos atuais na produção de suínos e aves**. Pelotas: IFSul, 2013. p. 9-32.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 483-486, 1993.

LIMA, G. J. M. M. de.; MORÉS, N.; SANCHES, R. L. As diarreias nutricionais na suinocultura. **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 37, supl. 1, p. s17-s30, 2009.

MAGUIRE, R.; HECKENDORN, S. E.; JONES, B. **Soil test note 5: fertilizing with manures**. College of Agriculture and Life Sciences, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg. 2009. 4 p. (publication 452-705). Disponível em: https://www.pubs.ext.vt.edu/content/dam/pubs_ext_vt_edu/452/452-705/452-705.pdf. Acesso em: 19 jul. 2018.

MALLARINO, A.; BUNDY, L. G. Agronomic and environmental implication of phosphorus management practices. In: GULF HYPOXIA AND LOCAL WATER QUALITY CONCERNS WORKSHOP. Ames, 2005, **Proceedings...**, Saint Joseph: ASABE, 2008. p. 87-104.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2004. 394 p.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

MARCATO, S. M. **Efeito da restrição alimentar sobre a excreção de minerais nos dejetos produzidos pelos suínos**. 1997. 64 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

MCDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 2, p.508-520, Fev. 2001. DOI: 10.2134/jeq2001.302508x.

MIELE, M.; MIRANDA, C. R. O desenvolvimento da indústria brasileira de carnes e as opções estratégicas dos pequenos produtores de suínos do Oeste catarinense no início do Século XXI. In: CAMPOS, S.K.; NAVARRO, Z. (Org.). **A pequena produção rural e as tendências do desenvolvimento agrário brasileiro: ganhar tempo é possível?** Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2013. p. 201-231.

MIELE, M.; SILVA, M. L. S.; NICOLOSO, R. S.; CORRÊA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, ano 24, n. 1, p. 31-45, 2015.

MIRANDA, C. R. de; SEGANFREDO, M. A.; GUARESI, L. A pressão da produção animal sobre o ambiente avaliada via suas taxas de excreção de nutrientes. In: SIMPÓSIO INTER-NACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Fóz do Iguaçu, PR. **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa, 2017. p. 475-478.

MORAES, M. T. de; ARNUTI, F.; SILVA, V. R. da.; SILVA, R. F. da, BASSO, C. J.; DA ROS, C. O. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 2945-2954, 2014. DOI: 10.5433/1679-0359.2014v35n6p2945.

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in environmental science**, v. 2, p. 1-4, Apr. 2014. DOI: 10.3389/fenvs.2014.00006.

NAIR, V. D.; HARRIS, W. G.; CHAKRABORTY, D. **An indicator for risk of phosphorus loss from sandy soils**. Gainesville: University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences, 2010, 3 p.

NUNES, N. J. F.; GUTH, S. C.; CAMARGO, M. E.; da MOTTA, M. E. V.; PACHECO, M. T. M.; GILIOLI, R. M.; PRIESNITZ FILHO, W. A lucratividade na pecuária: atividades de bovinocultura de corte e de leite. **PUBVET**, v. 6, n. 26, p. 1417-1422, 2012.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A. Economical aspects of organic nutrient sources associated with soil tillage systems. **Ciência Rural**, v. 38, n. 6, p. 1572-1580, ago. 2008.

PENA, S. M.; BARBOSA, F. F.; LOPES, D. C.; ROSTAGNO, H. S.; ALBINO, L. F. T.; SILVA, F. C. O. Efeito de estratégias nutricionais para redução de nutrientes poluidores nos dejetos sobre o desempenho e as características de carcaça de suínos. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 65, n. 1, p. 231-240, 2013.

PESSÔA, G. B. S.; TAVERNARI, F. D. C.; ALVES VIEIRA, R.; ALBINO, L. F. T. Novos conceitos em nutrição de aves. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 13, n. 3, p. 755-774, 2012.

PINTO, F. A. **Sorção e dessorção de fósforo em solos de Cerrado**. 2012. 46 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Produção Vegetal) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Jataí.

RECH, D. V. **Impacto de tratamentos de cama aviária reutilizada na viabilidade e infectividade de micro-organismos**. 2017. 66 f. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) - Programa de Pós-Graduação em Medicina Veterinária, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

RECOMENDAÇÕES de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 3.ed. Passo Fundo: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul. Comissão de Fertilidade do Solo: EMBRAPA-CNPT, 1995. 223 p.

REID, D. K. A modified Ontario P index as a tool for on-farm phosphorus management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 91, n. 3, p. 455-466, 2011. DOI: 10.4141/cjss09088.

RIBEIRO, A. M. L.; OELKE, C. A. Como formular rações para reduzir a capacidade poluente sem afetar o desempenho. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE SUINOCULTURA, 8., Porto Alegre, 2013. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2013. p. 159-178.

ROSTAGNO, H. S. (Ed.). **Tabelas brasileiras para aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais**. 3. ed. Viçosa: UFV-DZO, 2011. 252 p.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 11**, Suinocultura, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <<http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas> %2011%20Suinocultura.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2020.

SCHAEFER, R.; TREVISOL, I. M.; PALUDO, E. **Avaliação da presença do vírus influenza em suínos no sul do Brasil**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2008. 13 p. (Embrapa Suínos e Aves. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 10).

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010.

SCHOUMANS, O. F. Determination of the degree of phosphate saturation in noncalcareous soils. In: KOVAR, J. L.; PIERZYNSKI, G. M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. 2nd ed. Blacksburg: Virginia Tech University, 2009. p. 29-32. (Southern Cooperative series bulletin, 408).

SEGANFREDO, M. A. **A aplicação do princípio do balanço de nutrientes, no planejamento do uso de dejetos de animais para adubação orgânica**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 2001. 5 p. (EMBRAPA-CNPISA. Comunicado Técnico, 291).

SEGANFREDO, M. A. BISSANI, C. A.; SÁ, E. L. S. de. Fósforo interpretado como disponível às plantas e sua relação com as formas determinadas para fins ambientais em áreas de uso de dejetos animais. In: REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 10., 2014, Pelotas. **Fatos e mitos em ciência do solo**. Pelotas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; UFPEL, 2014.

SEGANFREDO, M. A. **Fósforo, cobre e zinco em solos submetidos à aplicação de dejetos animais: teores, formas e indicadores ambientais**. 2013. 137 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SEGANFREDO, M. A.; BISSANI, C. A.; SÁ, E. L. S. de; BARIONI JÚNIOR, W. Formas de fósforo comparando áreas com e sem uso de dejetos animais. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Foz de Iguaçu, PR. **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa, 2017. p. 371-374.

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTO, A. F. Custos de armazenagem e aplicação juntam-se aos riscos ambientais como fatores restritivos ao uso de dejetos suínos como fertilizante do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife, PE. **Anais...** Recife: SBCS, 2005.

SHARPLEY, A. N. **Revision of the 590 nutrient management standard: SERA-17 supporting documentation**. Blacksburg: Virginia Tech University, 2011. 53 p. (Southern Cooperative Series Bulletin, 412).

SHARPLEY, A. N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. **Ecological Engineering**, v. 5, n. 2-3, p. 261-279, Oct. 1995. DOI: 10.1016/0925-8574(95)00027-5.

SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A.; WELD, J. L. Environmental soil phosphorus indices. In: CARTER, M. R.; GREGORICH, E. G. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. 2nd ed. Boca Raton: Canadian Society of Soil Science-CRC Press, 2006. p. 141-159.

SHARPLEY, A.; BEEGLE, D.; BOLSTER, C.; GOOD, L.; JOERN, B.; KETTERINGS, Q.; LORY, J.; MIKKELSEN, R.; OSMOND, D.; VADAS, P. Phosphorus indices: why we need to take stock of how we are doing. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1711-1719, Oct. 2012. DOI: 10.2134/jeq2012.0040.

SHARPLEY, A.; KLEINMAN, P.; WRIGHT, B.; DANIEL, T.; JOERN, B.; PARRY, R.; SOBECKI, T. The National Phosphorus Project: interfacing agricultural and environmental phosphorus management in the USA. **International Association of Hydrological Sciences Publication**, n. 273, p. 95-100, 2002.

SHAW, G. R.; MOORE, D. P.; GARNETT, C. Eutrophication and algal blooms. **Environmental and Ecological Chemistry**, v. 2, p. 1-21, 2003.

SMITH, L. C.; MONAGHAN, R. M. Nitrogen and phosphorus losses in overland flow from a cattle-grazed pasture in Southland. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 46, n. 3, p. 225-237, 2003.

TIESSEN, H. E.; MOIR, J. O. Characterization of available phosphorus by sequential extraction. In: Carter, M.R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton, FL: Canadian Society of Soil Science/Lewis Publishers, 1993. p. 75-86.

TOMICH, T. P.; PEREIRA, L. G. R.; PAIVA, C. A. V. Avanços tecnológicos para a redução do impacto da pecuária no meio ambiente. In: VILELA, D.; FERREIRA, R. de. P.; FERNANDES, E. N.; JUNTOLLI, F. V. Eds. **Pecuária de leite no Brasil: cenários e avanços tecnológicos**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2016. p. 384-400.

TORRENT, J.; DELGADO, A. Using phosphorus concentration in the soil solution to predict phosphorus desorption to water. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 5, p. 1829-1835, 2001. DOI: 10.2134/jeq2001.3051829x.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Literature review of contaminants in livestock and poultry manure and implications for water quality**. Washington: USEPA/ Office of Water, 2013. 125 p.

USDA/NRCS. **Nutrient management (Ac.) CODE 590: NI_190_302 - Part 302 - Nutrient management policy implementation**. 2nd ed. Washington, DC: USDA/NRCS, 2012.

VAN DER PAAUW, F. An effective water extraction method for the determination of plant available phosphorus. **Plant and Soil**, v. 34, n. 1, p. 467-481, 1971. DOI: 10.1007/BF01372799.

VAZ, C. S. L.; RECH, D. V.; KRAMER B.; ABREU, P. G. Cama de frango: influência do manejo de reuso entre lotes na persistência de Salmonella Heidelberg. **Avicultura Industrial**, ed. 1291, n. 8, p. 12-15, 2019.

VIANCELLI, A.; GARCIA, L. A. T.; SCHIOCHET, M.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; ZANELLA, J. R. C.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. **Research in Veterinary Science**, v.93, n.3, p.1520-1524, 2012. DOI: 10.1016/j.rvsc.2012.02.005.

WANG, Y. T.; ZHANG, T. Q.; O'HALLORAN, I. P.; HU, Q. C.; TAN, C. S.; SPERANZINI, D.; MACDONALD, I.; PATTERSON, G. Agronomic and environmental soil phosphorus tests for predicting potential phosphorus loss from Ontario soils. **Geoderma**, v. 241, p. 51-58, Nov. 2015. DOI: 10.1016/j.geoderma.2014.11.001.

WUEST, J. M. Biodigestores: Importância em saúde animal, saúde pública e alternativas para seu controle sanitário. **A Hora Veterinária**, v. 1, n. 5, p. 21-27, 1982.

WITHERS, P. J.; NEAL, C.; JARVIE, H. P.; DOODY, D. G. Agriculture and eutrophication: where do we go from here?. **Sustainability**, v. 6, n. 9, p. 5853-5875, Sept. 2014. DOI: 10.3390/su6095853.

ZIEMER, C. J.; BONNER, J. M.; COLE, D.; VINJE, J.; CONSTANTINI, V.; GOYAL, S.; GRAMER, M.; MACKIE, R.; MENG, X. J.; MYERS, G.; SAIF, L. J. Fate and transport of zoonotic, bacterial, viral, and parasitic pathogens during swine manure treatment, storage, and land application. **Journal of Animal Science**, v. 88, n. 13, p. E84-E94, Feb. 2010. DOI: 10.2527/jas.2009-2331.



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 6

O balanço de nutrientes como indicador
de riscos ambientais no uso de dejetos
animais como fertilizante no solo

*Milton Antônio Seganfredo
Cláudio Rocha de Miranda
Leonardo Guaresi*

Introdução

A produção intensiva de aves e suínos em sistemas confinados e, mais recentemente, de bovinos de corte e de leite em sistemas de integração lavoura-pecuária tem sido uma importante alternativa para a geração de renda nas pequenas propriedades rurais dos três estados do Sul do Brasil; Rio Grande do Sul, Paraná e Santa Catarina.

Nessas propriedades, caracterizadas pela escassez de terras aptas para a agricultura mecanizada e baixa disponibilidade de mão de obra, a produção animal intensiva possibilita aumento de renda comparativamente à alternativa da produção de grãos, que é uma atividade de menor densidade econômica (Allegretti, 2013; Miele; Miranda, 2013; Zanin et al., 2014).

No âmbito mundial, o setor da produção animal é altamente dinâmico, sendo que nos países em desenvolvimento está evoluindo rapidamente em resposta à crescente demanda por produtos de origem animal. Já nos países desenvolvidos, enquanto os sistemas de produção estão aumentando a sua eficiência e sustentabilidade ambiental, a demanda por esses produtos está estagnada. As mudanças históricas na demanda por produtos de origem animal vêm sendo dirigidas principalmente pelo aumento da população, aumento de renda e urbanização, enquanto a resposta de diferentes sistemas de produção animal tem sido associada ao uso da ciência e tecnologia e também pelo aumento do número de animais (Thornton, 2010).

Desde a expansão da produção intensiva de animais, especialmente em sistemas confinados iniciada na década de 1970, verificou-se a primazia pelo alto padrão tecnológico empregado na genética, sanidade, nutrição animal e manejo dos rebanhos (Dalla Costa, 1993; Canever et al., 1997; Ito et al., 2016).

Para esses sistemas, além do uso de linhagens melhoradas, os principais avanços a serem citados são a menor espessura de toucinho, melhor conversão alimentar, maior precocidade e número de leitões por leitegada para suínos (Guimarães et al., 2017; Gonçalves et al., 2018); melhor conversão alimentar, maior velocidade de crescimento e menor tempo até o abate para aves de corte; e maior produtividade de ovos para aves de postura (Rodrigues et al., 2014; Amaral et al., 2016; Schmidt; Silva, 2018).

No caso da bovinocultura de corte e de leite, destaca-se o uso da inseminação artificial, alto padrão zootécnico dos rebanhos, uso de pastagens de mais alta produtividade tanto no inverno quanto no verão, além da suplementação alimentar, sendo esses os principais fatores que contribuem para a maior precocidade e prolificidade dos bovinos de corte, e maior produtividade de leite e menor intervalo entre partos para as vacas leiteiras (Carvalho et al., 2003; Bovinocultura..., 2010; Avelar, 2012; Casa..., 2012; Nunes et al., 2012; Ito et al., 2016; Gomes et al., 2017).

Entretanto, quanto ao manejo e reciclagem das excreções oriundas desses sistemas, a literatura sobre o assunto indica que as ações, via de regra, restringiam-se ao seu uso como fertilizantes do solo, seguindo a concepção predominante de que os DA constituíam-se em fonte rica de nutrientes para as plantas e um substituto de baixo custo para os fertilizantes químicos (Ernani, 1984; Segnanfredo, 2000; Konzen, 2003). Não é o objetivo principal deste trabalho tratar do potencial fertilizante dos DA, porém, pode-se encontrar informações sobre esse assunto na seguinte literatura: Ernani (1984), Konzen (2003), Benedetti et al. (2009); Silva et al. (2010); Figueroa et al. (2012); Hentz et al. (2016); Boit et al. (2018).

A partir do ano 2000, com o aumento da escala de produção (Ito et al., 2016; IBGE, 2019), a contabilização dos custos do uso de dejetos animais (DA) como fertilizantes do solo (Segnanfredo; Giroto, 2005; Pandolfo; Ceretta, 2008) e, principalmente, com os avanços no conhecimento sobre a poluição difusa causada por essa prática, tornou-se imprescindível ponderar sobre o equilíbrio na relação entre a oferta de nutrientes via DA e as áreas agrícolas necessárias para a sua recepção (FAO, 2009; Scherer et al., 2010; Jenkins et al., 2011; Sharpley et al., 2012; Segnanfredo, 2013; Withers et al., 2014; Craig; Roberts, 2015). Além disso, a superposição de criações intensivas de suínos, aves e bovinos nas mesmas áreas faz com que a quantidade de dejetos exceda a capacidade de sua reciclagem unicamente na condição de fertilizantes do solo. Cenários dessa natureza proliferam nas regiões de criações confinadas, tipicamente de alta carga animal por propriedade rural e reduzida área agrícola apta para uso dos seus dejetos como fertilizantes do solo (Segnanfredo et al., 2003; IBGE, 2017, 2019).

A premissa de que o uso de DA como fertilizantes do solo é uma prática agrícola de baixo custo e inócua quanto aos riscos ambientais vem merecendo reavaliação face aos custos e casos de poluição difusa que se multiplicam, principalmente relacionados ao fósforo (P) e nitrogênio (N) (Maguirre et al., 2009; Couto et al., 2015; Wang et al., 2015; Liu et al., 2017).

Apesar dos conflitos e controvérsias, a literatura sobre o uso dos DA como fertilizantes do solo já contém evidências sobre a necessidade de que, além do potencial fertilizante desses resíduos, sejam avaliados também os riscos ambientais dessa prática. Para uma avaliação mais detalhada sobre esses aspectos, faz-se necessário relacionar as formas e quantidades acumuladas no solo com o potencial de transferência dessas para os recursos hídricos (Giroto et al., 2010; Scherer et al., 2010; Kleinman et al., 2011; Jarvie et al., 2013; Segnanfredo, 2013).

Em função do desbalanço entre as quantidades de nutrientes adicionadas via DA e aquelas removidas pelas plantas, o uso continuado e/ou intensivo desses resíduos poderá causar, no longo prazo, o acúmulo de nutrientes no solo, transformando-o em fonte potencial de poluição dos recursos hídricos (Segnanfredo, 2001; Maguire et al., 2009; Scherer et al., 2010; Manual..., 2016). Nessas condições, a capacidade finita de adsorção de nutrientes pelo solo se torna progressivamente menor tanto nas suas formas de cátions quanto de ânions (Sims et al., 1998; Wang et al., 2015; Reid et al. 2016).

Tal ocorrência tem sido demonstrada em repetidas pesquisas realizadas em áreas com uso de DA, confirmando que, além do acúmulo no solo, ocorrem aumentos nas formas mais facilmente disponíveis, que são mais vulneráveis às transferências via escoamento superficial e subsuperficial, sendo os elementos de maior risco nessas circunstâncias o N e o P (Maguire et al., 2009; Ceretta et al., 2010; Scherer et al., 2010).

Conforme Liu et al. (2017), os animais e suas dejeções contribuem com 40% a 65% das emissões de amônia (NH_3) de origem antropogênica e com 40% a 60% das emissões de óxido nitroso (N_2O). Além das perdas de gases para a atmosfera, são também relevantes as perdas de nitratos (NO_3) para os recursos hídricos, sendo que essas perdas de N criam uma cascata de efeitos negativos sobre a biodiversidade, clima e saúde humana. Por sua vez, as perdas de P por escoamento superficial e subsuperficial no solo estão relacionadas principalmente com a poluição dos recursos hídricos, eutrofização

e perdas de diversidade biológica (Ceretta et al., 2005; Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2014; Liu et al., 2017).

Para um experimento utilizando doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) de 0, 20, 40 e 80 m³/ha em solo cultivado no verão e inverno, Ceretta et al. (2005) relataram perdas superiores a 10 mg/L de N-NO₃ nos tratamentos que receberam DLS em vários períodos analisados, mesmo computando os N-NO₃ existentes apenas nas águas de escoamento superficial. Para DLS contendo em média 50% do N total na forma mineralizada, as perdas de N por volatilização foram de 23%, 24% e 26% para as doses de 20 m³/ha, 40 m³/ha e 80 m³/ha, respectivamente. No mesmo experimento, as perdas de P por escoamento superficial, em vários períodos do ano, ultrapassaram os limites toleráveis de 5 kg/ha por ano (USDA/NRCS, 2012) em áreas agrícolas com uso de DLS ou fertilizantes químicos. Perdas de P superiores a 5 kg/ha por ano foram observadas também por Basso (2003) num Argissolo Vermelho Distrófico arênico do Sul do Brasil.

Nesses cenários, para que se possa avaliar as perspectivas de sustentabilidade do serviço ecossistêmico de reciclagem de nutrientes, torna-se imprescindível a disponibilidade de ferramentas de baixo custo e de uso simplificado que possibilitem avaliar de maneira rápida e confiável se as terras de uma determinada propriedade são suficientes ou não para comportar as dejeções dos rebanhos atuais ou aqueles previstos em projetos de expansão ou ampliação, principalmente de aves, suínos e bovinos leiteiros.

Uma alternativa exequível que atende essas premissas é o balanço de nutrientes, no qual relacionam-se as quantidades de nutrientes disponíveis para uso como fertilizantes do solo com as quantidades de nutrientes potencialmente consumidos pelos sistemas de cultivo conduzidos numa propriedade rural qualquer ou âmbito geográfico de interesse. Primeiramente, determinam-se as quantidades de nutrientes excretados pelos rebanhos, partindo-se de sua excreção média diária e, em seguida, aquelas potencialmente consumidas pelos sistemas de cultivo (Seganfredo, 2003). A estimativa do consumo de nutrientes é feita a partir dos teores de nutrientes do solo, os quais são conhecidos mediante a análise química do solo, e das demandas de nutrientes das espécies que compõem o sistema, essas conhecidas através das recomendações oficiais de adubação para a região onde se localiza a propriedade rural de interesse (Manual..., 2016).

Para verificar a validade do balanço de nutrientes como alternativa para avaliar os riscos potenciais de poluição ambiental devidos ao uso de DA como fertilizantes do solo, conduziu-se um estudo de caso utilizando a relação entre os teores de N e P excretados pelos rebanhos e as áreas agrícolas de uma propriedade rural familiar situada no oeste de Santa Catarina, com produção intensiva de suínos e aves e, em menor escala, de bovinos de corte e de leite.

Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes

Para a realização do balanço de nutrientes, que envolve o cálculo da relação disponibilidade de nutrientes/áreas agrícolas para seu uso como fertilizantes do solo, consideraram-se as seguintes informações:

- Área total da propriedade de 55,6 ha, dos quais 13 ha são ocupados com culturas anuais, 9 ha com reflorestamento de eucaliptos e pinus, 2,5 ha com instalações, 6,5 ha com gramíneas perenes de estação quente para pastoreio (PEQ), sendo 3,0 ha com pastagem de braquiária (B), 1,0 ha com pastagem de tifton (T), 1,5 ha com pastagem de hemarthria (H) e 1,0 ha com pastagens naturalizadas compostas predominantemente de gramíneas do gênero *Axonopus* spp. (PN), e os demais 24,6 ha com mata secundária. Em função do difícil acesso de máquinas, os 6,5 ha de PEQ não são utilizados para a distribuição de DA. Rebanho suíno de 315 animais repetindo-se anualmente três lotes de 115 dias, considerando-se para fins deste estudo de caso excreção média diária (EMD) de 30,4 g de N e 4,85 g de P por suíno e taxa de excreção de 55% sobre o N e P ingeridos, conforme relatado em Caputi et al. (2012). O cálculo da diferença entre o N excretado e o volatilizado (EXCRE-VOL) dos DLS foi feito descontando-se do N aplicado ao solo (30,4 g por suíno por dia), a taxa de volatilização de N de 36% sobre o N excretado, essa representativa de várias pesquisas realizadas nos Estados Unidos e União Europeia (Doorn et al., 2002; Arogo et al., 2003), concluindo-se que 64% do N aplicado permanece no solo, ou seja, 19,5 g.

- Rebanho avícola com 42 mil frangos de corte, sete lotes por ano com 42 dias para cada lote e EMD de N-Total estimada em 1,54 g de N por ave por dia, partindo-se de 1,34 g de N por ave por dia captado nas camas (Caputi et al., 2012) e o acréscimo de 14,8% sobre esse total (Guiziou; Béline, 2005), visando compensar o N-NH₃ volatilizado das camas por ave por dia. Para o cálculo do N-Total EXCRE-VOL, que resultou em 1 g por ave por dia, considerou-se as perdas por volatilização de N-NH₃ de 25% sobre o N-Total aplicado na superfície do solo para a média de camas com e sem compostagem (Richart et al., 2014). Para o P-Total EXCRE-VOL, considerou-se o P-Total excretado de 0,26 g por ave por dia (Caputi et al., 2012), ou seja, sem desconto de perdas por volatilização, tendo-se que esse elemento não faz parte de processos de gaseificação em DA (USDA-NRCS, 2007).
- Rebanho bovino de 11 cabeças composto por 4 vacas leiteiras com peso vivo (PV) médio de 550 kg e 5 novilhos e 2 novilhas com PV médio de 283 kg. Para a alimentação das vacas, considerou-se matéria seca diária (MS) de 11,5 kg por animal por dia proveniente de azevém anual com média de proteína bruta (PB) de 15% (Restelatto et al., 2011) durante cinco meses e do acesso durante sete meses às pastagens B, T, H e PN contendo média de PB de 12% (Flaresso et al., 2001), além de suplementação diária de 3,1 kg de milho em grãos. Quanto à alimentação dos novilhos e novilhas, considerou-se 6 kg MS por animal por dia, essa obtida de pastagem de azevém anual durante sete meses, das pastagens B, T, H durante cinco meses, além do acesso às PN durante todo o ano e mais a suplementação diária de 0,6 kg de milho em grãos.
- EMD ponderada de todas as classes do rebanho bovino da propriedade de 21 g de P e de 139 g de N por dia, partindo-se da soma do N e P ingeridos das pastagens e dos suplementos concentrados, e da taxa média de excreção de 65% para o N e P (National Research Council, 2001; Moreira, 2009; Almeida, 2018). Destaca-se que a bovinocultura leiteira, num balanço geral, foi classificada como pouco tecnificada, e, também, que das quantidades de N excretado devem ser descontadas aquelas do N perdido por volatilização nas pastagens. Para sistema de alimentação similar ao deste estudo de caso, Almeida (2018) observou perdas de N-NH₃ de 27% sobre o N-Total excretado, enquanto que as perdas

por volatilização de N-NO_2 foram de apenas 0,66%. A partir desses dados, a quantidade de N-Total EXCRE-VOL foi estimada em 110 g por animal por dia, enquanto que a de P foi de 21 g por animal por dia, uma vez que esse elemento não faz parte de processos de gaseificação (USDA-NRCS, 2007).

- Para a análise do balanço entre as áreas agrícolas e o N e P EXCRE-VOL foram projetadas seis alternativas de cultivo de alta demanda de nutrientes, que possibilitassem incorporar a experiência já existente na propriedade quanto aos cultivos, e ao mesmo tempo diminuir a dependência de áreas de terceiros. Embora o uso de áreas de terceiros seja uma das alternativas previstas em legislação para o destino dos DA quando a propriedade não comporta a totalidade dos nutrientes provenientes dos seus rebanhos, a mesma vem enfrentando limitações face ao aumento dos rebanhos e à reduzida disponibilidade de terras aptas para essa finalidade, além dos custos operacionais e logística do transporte e aplicação ao solo (Santa Catarina, 2014).

O consumo de N e P para cada uma das seis alternativas abaixo descritas foi calculado com bases nas recomendações oficiais de adubação de manutenção existentes em Manual..., (2004).

- **Alternativa Ia:** um ciclo de milho para silagem seguido de um ciclo de milho para grãos, e mais um ciclo de trigo, estimando-se as produtividades respectivas de 18 t/ha de MS, 5 t/ha de grãos e 4 t/ha de grãos.
- **Alternativa IIa:** um ciclo de milho para grãos com produtividade estimada em 10,5 t/ha, seguido de um ciclo de sete meses com azevém anual com expectativa de produtividade de MS de 7 t/ha.
- **Alternativa IIIa:** um ciclo de milho para grãos com produtividade estimada em 10,5 t/ha, seguido de um ciclo com trigo prevendo-se 4 t/ha de grãos e mais um ciclo de sete meses com azevém anual com potencial produtivo de MS de 7 t/ha.
- **Alternativas Ib, IIb e IIIb:** Todas elas possuem os mesmos componentes das suas equivalentes Ia, IIa e IIIa, porém, projetando-se a aplicação dos DA também nos 6,5 ha de PEQ. Ressalva-se, entretanto, que devido ao difícil acesso de máquinas, nessas áreas não são aplicados DA.

A projeção desses três cenários teve como motivação a baixa proporção de áreas mecanizáveis e a complexidade da reciclagem dos DA nas pequenas propriedades com produção animal intensiva no oeste de Santa Catarina, nas quais torna-se imperativo o aproveitamento de todas as áreas potencialmente aptas para o uso dos DA, inclusive aquelas ocupadas com PN.

Resultados obtidos a partir da aplicação da metodologia do balanço de nutrientes

Os totais de nutrientes EXCRE-VOL obtidos da diferença entre os nutrientes excretados pelos rebanhos e aqueles perdidos por volatilização se encontram na Tabela 1, onde verifica-se que na soma das três espécies, os valores anuais são de cerca de 14.909 kg de N e 8.752 kg de P_2O_5 .

Tabela 1. Quantidades de N e P_2O_5 de dejetos animais, com base nas taxas de excreção e volatilização por espécie e total dos rebanhos, numa propriedade rural com produção intensiva de animais no oeste de Santa Catarina.

Espécie animal	Rebanho	Nutrientes EXCRE-VOL (kg/ano) ¹	
		N	P_2O_5
Aves	42.000	12.348	7.352
Suínos	315	2.119	1.207
Bovinos leiteiros	11	442	193
Total		14.909	8.752

¹Nutrientes EXCRE-VOL representam a diferença entre o N e P excretados pelos rebanhos e aqueles perdidos por volatilização, conforme descrito no item "Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes".

Conforme relatado em extensa revisão de literatura realizada por Doorn et al. (2002), as perdas de $N-NH_3$ por volatilização apresentam ampla variação, dependendo da temperatura ambiental, pH, alimentação e manejo dos animais, sistema de manejo e armazenamento dos dejetos, localização geográfica dos criatórios, além da época do ano, hora do dia e forma de aplicação; com ou sem incorporação. Também são importantes a temperatura do solo e as condições ambientais no dia da aplicação e nas próximas 96 horas após a aplicação ao solo (Basso, 2003).

Como referência para este estudo de caso, considerou-se o N EXCRE-VOL de 1 g por dia para as aves, 19,5 g por dia para os suínos e 110 g por dia para os bovinos, enquanto para o P os valores foram de 0,26 g por dia para aves, 4,85 g por dia para suínos e 21 g por dia para os bovinos, conforme critérios e cálculos apresentados no item “Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes”. Para o balanço de nutrientes, no qual se relaciona o total de nutrientes com o total de áreas agrícolas aptas para seu uso, foram consideradas também as quantidades de nutrientes fornecidos pelos fertilizantes químicos. Essa providência se torna essencial, pois a adição deles implica em diminuição das quantidades de nutrientes a serem adicionados via DA. A desproporção entre os nutrientes disponibilizados pelas aves em relação às demais espécies já era esperada e se justifica pelo número expressivamente maior de aves, que resultou em maior quantidade de nutrientes excretados, corroborando a literatura sobre o assunto (Doorn et al., 2002; National Research Council, 2001).

Na Tabela 2, estão os resultados do balanço de nutrientes das seis alternativas de cultivo planejados para a propriedade em questão, cuja descrição e premissas encontram-se no item “Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes”. As alternativas de cultivo do grupo Ib-IIb-IIIb apresentaram maior consumo de N e P dos DA do que suas equivalentes Ia-IIa-IIIa em função do uso intensivo do solo no inverno e no verão e o cultivo do milho para silagem, que é uma das alternativas de cultivo de maior capacidade de extração de nutrientes dentre aquelas cultivadas no RS e SC (Manual..., 2004). Sobre a equivalência das alternativas de cultivo IIa com IIIa e IIb com IIIb quanto à capacidade de consumo de N e P, a mesma se justifica pelo igual tipo de uso do solo no verão (milho) e também porque, embora sejam usadas diferentes culturas no inverno (trigo e azevém anual; ambas gramíneas), as recomendações oficiais de adubação de N e P para elas são as mesmas (Manual..., 2004).

Tabela 2. Potencial de consumo de N e P₂O₅ provenientes de dejetos animais para seis alternativas de cultivo agrícola numa propriedade rural com produção intensiva de animais no oeste de Santa Catarina.

Alternativas de cultivo	Área (ha)	Consumo por área (kg/ha) ¹		Consumo total (kg/ha)	
		N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅
Alternativas Ia e Ib					
Milho silagem cultivares precoces	13	190	190	2.470	2.470
Milho para grãos (5 t/ha)	9	85	60	765	540
Trigo para grãos (4 t/ha)	4	120	60	480	240
Consumo total pelas PEQ ²	6,5	-	-	1.145	450
N e P ₂ O ₅ de fertilizantes químicos	-	-	-	1.111	721
Alt. Ia: potencial de uso de DA, não incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	2.604	2.529
Alt. Ib: potencial de uso de DA, incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	3.749	2.979
Alternativas IIa e IIb					
Milho para grãos (10,5 t/ha)	13	168	143	2.178	1.853
Azevém anual para integração lavoura-pecuária	13	120	60	1.560	780
Consumo total pelas PEQ ¹	6,5	-	-	1.145	450
N e P ₂ O ₅ de fertilizantes químicos	-	-	-	1.111	721
Alt. IIa: potencial de uso de DA, não incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	3.772	2.362
Alt. IIb: potencial de uso de DA, incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	2.627	1.912

Continua...

Tabela 2. Continuação...

Alternativas de cultivo	Área (ha)	Consumo por área (kg/ha) ¹		Consumo total (kg/ha)
		N	P ₂ O ₅	
Alternativas IIIa e IIIb				
Milho para grãos (10,5 t/ha)	13	168	143	1.853
Trigo para grãos (4 t/ha)	4	120	60	240
Azevém anual para integração lavoura-pecuária	9	120	60	540
Consumo total pelas pastagens perenes de estação quente	6,5			450
N e P ₂ O ₅ de fertilizantes químicos	-	-	-	721
Alt. IIIa: potencial de uso de DA, não incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	2.362
Alt. IIIb: potencial de uso de DA, incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	1.912

¹Fonte: Manual..., 2004.

²PEQ: Pastagens perenes de estação quente.

Na Tabela 3, mostra-se o balanço entre o total de nutrientes EXCRE-VOL e o total usado como fertilizante do solo, as sobras anuais e a proporção entre nutrientes excretados e usados para as seis alternativas de cultivo projetadas para a propriedade rural objeto deste estudo de caso.

Na referida Tabela, observa-se que as alternativas Ib, IIb e IIIb apresentaram maior consumo de N dos DA do que as alternativas Ia, IIa e IIIa, verificando-se o mesmo padrão para a proporção entre os nutrientes usados e excretados. O maior consumo de P das alternativas Ia e Ib em relação às demais se deve à inclusão do cultivo do milho para silagem, que é um dos mais exigentes em P_2O_5 entre aqueles cultivados do RS e SC, conforme o Manual..., (2016). A equivalência entre as alternativas IIa e IIIa e IIb e IIIb quanto ao consumo de N e P_2O_5 se explica pela mesma razão descrita ao final do segundo parágrafo acima, referente à Tabela 2.

Sobre o padrão inverso para as sobras anuais, o mesmo se mostra coerente, uma vez que, para maior consumo de nutrientes, menor quantidade permanecerá no solo. Os maiores valores de N apresentados pelo grupo Ib-IIb-IIIb em relação ao grupo Ia-IIa-IIIa se devem, essencialmente, à aplicação dos DA também nos 6,5 ha de áreas com PEQ, pois os demais componentes são iguais. Entretanto, apesar das PEQ aumentarem o consumo dos nutrientes provenientes dos DA, a quantidade máxima consumida seria de apenas 33,9% dos nutrientes excretados.

Quanto ao P, repetiu-se o mesmo padrão do N para o consumo, sobras anuais e proporção entre os nutrientes consumidos e aqueles excretados, na comparação da alternativa Ia com Ib, IIa com IIb e IIIa com IIIb (Tabela 3). Entretanto, em vez da equivalência entre as alternativas Ia-IIa-IIIa e também Ib-IIb-IIIb, a Ia e Ib possibilitam maior consumo de P do que as demais, sendo que IIa foi equivalente à IIIa, e IIb à IIIb. O maior consumo de P do grupo Ib-IIb-IIIb em relação ao grupo Ia-IIa-IIIa deve-se à mesma razão apresentada para o N. No entanto, repetindo-se o que ocorreu para o N, mesmo aumentando-se o consumo de P pela aplicação dos DA também nas áreas com PEQ, o máximo consumo alcançado seria de 51,6% em relação ao P excretado.

Tabela 3. Balanço entre os nutrientes excretados pelos rebanhos e aqueles usados como fertilizantes do solo, sobras anuais para seis alternativas de cultivo agrícola, e proporção entre nutrientes excretados e usados numa propriedade rural com produção intensiva de animais no oeste de Santa Catarina.

Alternativas de cultivo	Nutrientes EXCRE-VOL (kg/ano) ¹		Nutrientes usados (kg/ano) ²		Sobras anuais (kg/ano) ³		Proporção usados/excretados	
	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅
Alternativa Ia: milho para silagem cultivares precoces + milho grãos (5 t/ha) + trigo grãos (4 t/ha)	14.909	8.752	2.604	2.529	12.305	6.223	21,2	40,6
Alternativa Ib: milho para silagem cultivares precoces + milho grãos (5 t/ha) + trigo grãos (4 t/ha) + PEQ ⁴	14.909	8.752	3.749	2.979	11.160	5.773	33,6	51,6
Alternativa Ic: milho para grãos (10,5 t/ha) + azevém anual para pastagem	14.909	8.752	2.627	1.912	12.283	6.841	21,4	27,9
Alternativa Id: milho para grãos (10,5 t/ha) + azevém anual para pastagem + PEQ ¹	14.909	8.752	3.772	2.362	11.138	6.391	33,9	37,0
Alternativa Ie: milho para grãos (10,5 t/ha) + trigo grãos (4 t/ha) + azevém anual para pastagem	14.909	8.752	2.627	1.912	12.283	6.841	21,4	27,9
Alternativa If: milho grãos (10,5 t/ha) + trigo grãos (4 t/ha) + azevém anual pastagem + PEQ ¹	14.909	8.752	3.772	2.362	11.138	6.391	33,9	37,0

¹Nutrientes EXCRE-VOL representam a diferença entre o N e P excretados pelos rebanhos e aqueles perdidos por volatilização, conforme descrito no item "Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes".

²Nutrientes dos dejetos animais usados como fertilizantes do solo pelos seis sistemas de cultivo agrícola, já descontadas as quantidades supridas via fertilizantes químicos.

³Saldo da diferença entre os nutrientes excretados e aqueles consumidos para cada um dos seis sistemas de cultivo.

⁴PEQ: Pastagens perenes de estação quente.

Conforme indica o balanço de nutrientes (Tabela 3), mesmo que os DA fossem aplicados também nas áreas com PEQ, as áreas aptas da propriedade seriam insuficientes para comportar a totalidade do N e P excretados pelos rebanhos animais da propriedade estudada. Caso descontinuado o uso de fertilizantes químicos, qualquer um dos sistemas poderia comportar mais DA em quantidades anuais equivalentes a 1.111 kg de N e 721 kg de P_2O_5 .

Com base nos resultados obtidos neste estudo de caso, o método do balanço de nutrientes se mostra um procedimento prático e de fácil aplicação para o cálculo da relação entre os nutrientes excretados pelos rebanhos e as áreas agrícolas necessárias para seu uso como fertilizantes do solo. A partir desses resultados, pode-se prever os riscos ambientais potenciais devidos a eventuais desbalanços na relação entre os tamanhos de rebanhos e a disponibilidade de áreas agrícolas em vários âmbitos geográficos, desde lavouras ou propriedades específicas até comunidades, municípios e regiões com produção animal intensiva cuja premissa é o uso dos dejetos como fertilizantes do solo.

Conclusões

O balanço entre quantidades de nutrientes excretados e áreas agrícolas para seu uso como fertilizantes do solo na propriedade analisada demonstrou excedentes de cerca de 66% a 79% para o N e de 48% a 72% para o P, dependendo do sistema de cultivo utilizado.

Comprovou-se a validade do modelo de balanço de nutrientes, conforme descrito, como um indicador dos potenciais riscos ambientais em áreas de produção animal intensiva, nas quais a premissa de destino dos dejetos dos seus rebanhos é o uso como fertilizantes do solo.

Referências

- ALLEGRETTI, G. **Integração das dimensões social, ambiental e econômica na terminação de suínos: construção de indicadores de desempenho e validação em um município do Rio Grande do Sul**. 2013. 146 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) - Programa de Pós-Graduação em Agronegócio, Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- ALMEIDA, J. G. R. **Utilização do nitrogênio e emissão de amônia e óxido nitroso em diferentes sistemas de produção de bovinos leiteiros**. 2018. 116 f. Tese (Doutorado em Ciência Animal). Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.
- AMARAL, G. F.; GUIMARÃES, D.; NASCIMENTO, J. C. N.; CUSTODIO, S. Avicultura de postura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **BNDES Setorial**, v.43, p.167-207, 2016.
- AROGO, J.; WESTERMAN, P. W.; HEBER, A. J. A review of ammonia emissions from confined swine feeding operations. **Transactions of the ASAE**, v. 46, n. 3, p. 805-817, Apr. 2003. DOI: 10.13031/2013.13597.
- AVELAR, P. C. B. Pastagens, forrageiras, silagem e a produção leiteira. **Casa da Agricultura**, Campinas, v. 15, n. 1, p. 26-28, 2012.
- BARBOSA, M. A. A. de. F.; NASCIMENTO JUNIOR, D. do. **Manejo das pastagens e produção de leite a pasto**. 2001. 16 p. Disponível em: <<https://docs.ufpr.br/~freitasjaf/artigos/leitepasto.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2020.
- BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração Biodinâmica do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- BENEDETTI, M. P.; FUGIWARA, T. A.; FACTORI, M. A.; COSTA, C.; MEIRELLES, P. R. L. Adubação com cama de frango em pastagem. In: ZOOTECA 2009, 2009, Águas de Lindóia, SP. **Anais...**, Águas de Lindóia: FZEA/USP - ABZ, 2009. v. 1. p. 1-3.
- BOIT, G.; SCHMITT, D. E.; GATIBONI, L. C.; WAKELIN, S. A.; BLACK, A.; SACOMORI, W.; CASSOL, P. C.; CONDRON, L. M. Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, p. 164-172, June 2018. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.02.010.
- BOVINOCULTURA de Leite. Fundação Banco do Brasil, Brasília, DF, 2010. 57 p. (Série cadernos de propostas para atuação em cadeias produtivas, 1).
- CANEVER, M. D.; TALAMINI, D. J. D.; CAMPOS, A. C.; SANTOS FILHO, J. I. dos. **A cadeia produtiva do frango de corte no Brasil e na Argentina**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1997. 150 p. (EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 45).
- CAPUTI, B.; COSTA, A. C.; NOGUEIRA, E. T. **Nutrição responsável: contribuindo com o meio ambiente - estratégias para reduzir a excreção e perda de nutrientes em aves e suínos**. Toledo: GFM, 2011. 112 p.

CASA DA AGRICULTURA, Campinas, ano 15, n. 1, jan./fev./mar 2012. 46 p. Disponível em: <http://www.cati.sp.gov.br/revistacasadaagricultura/09/RevistaCA_BovinoculturaLeite_Ano15_n1.pdf>. Acesso em: 12 fev. 2020.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTTO, E.; GATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; CONTI, L. de.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593-602, jun. 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013**, parte 1. São Paulo: CETESB, 2014. 302 p.

COUTO, R. da R.; SANTOS, M. D. dos.; COMIN, J. J.; MARTINI, L. C. P.; GATIBONI, L. C.; MARTINS, S. R.; BRUNETTO, G. Environmental vulnerability and phosphorus fractions of areas with pig slurry applied to the soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, n. 1, p. 162-173, Jan. 2015. DOI: 10.2134/jeq2014.08.0359.

CRAIG, R. K.; ROBERTS, A. M. When will governments regulate nonpoint source pollution?: a comparative perspective. **Boston College Environmental Affairs Law Review**, v. 42, n. 1, p. 1-64, 2015.

DALLA COSTA, A. J. **O grupo Sadia e a produção integrada: o lugar do agricultor no complexo agroindustrial**. 1993. 254 f. Dissertação (Mestrado em História do Brasil) - Curso de Mestrado em História do Brasil, Departamento de História, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

DOORN, M. R. J.; NATSCHKE, D. F.; MEEUWISSEN, P. C. **Review of emission factors and methodologies to estimate ammonia emissions from animal waste handling**. Washington, Environmental Protection Agency, 2002. 81 p.

ERNANI, P. R. Necessidade da adição de N para o milho em solo fertilizado com esterco de suínos, cama de aves e adubos minerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, p. 313-317, 1984.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The state of food and agriculture 2009: livestock in the balance**. Rome: FAO, 2009. 167 p.

FIGUEROA, E. A.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; WIETHÖLTER, S. Dose de esterco de ave poedeira e suprimento de nitrogênio à cultura do trigo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 714-720, 2012.

FLARESSO, J. A.; GROSS, C. D.; ALMEIDA, E. X. de. Introdução e avaliação de gramíneas perenes de verão no alto vale do Itajaí, Santa Catarina. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v. 7, n. 1, p. 77-86, 2001.

GIROTTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R.; SILVA, L. S.; LOURENZI, C. R.; LOURENSINI, F.; VIEIRA, R. C. B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejeito líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 955-965, 2010.

GOMES, R. da. C.; FEIJÓ, G. L. D.; CHIARI, L. **Evolução e qualidade da pecuária brasileira**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2017. 4 p. (Nota Técnica).

GONÇALVES, P. de. T; SILVA, A. M. R. da. Lotação: o revés da evolução. **Suinocultura Industrial**, v. 41, n. 6, 2018.

GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F.; MAIA, G. B. D. S.; LEMOS, M. L. F.; ITO, M.; CUSTODIO, S. Suinocultura: Estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **BNDES Setorial**, n. 45, p. 85-136, 2017.

GUIZIOU, F.; BÉLINE, F. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. **Bioresource technology**, v. 96, n. 2, p. 203-207, 2005.DOI: 10.1016/j.biortech.2004.05.009.

HENTZ, P.; CORRÊA, J. C.; FONTANELI, R. S.; REBELATTO, A.; NICOLOSO, R. da. S.; SEMMELMANN, C.E.N. Poultry litter and pig slurry applications in an integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0150072. 2016.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>>. Acesso em jul. 2019.

IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal: séries históricas**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?edicao=22651&t=series-historicas>>. Acesso em: 30 jul. 2019.

ITO, M.; GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial**, n. 44, p. 125-156, 2016.

JARVIE, H. P.; SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J.; SCOTT, J. T.; HAGGARD, B. E.; NEAL, C. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths and 'post-normal' science. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, p. 295-304, 2013. DOI:10.2134/jeq2012.0085.

JENKINS, M. B.; FISHER, D. S.; ENDALE, D. M.; ADAMS, P. Comparative die-off of *Escherichia coli* 0157: H7 and fecal indicator bacteria in pond water. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 5, p. 1853-1858, 2011. DOI: 10.1021/es1032019.

KLEINMAN, P. J. A.; SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R.; TAO, L.; BERGSTROM, L.; ZHU, Q. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. **Plant and Soil**, v. 349, n. 1-2, p. 169-182, Nov. 2011. DOI: 10.1007/s11104-011-0832-9.

KONZEN, E. A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 10 p. (EMBRAPA-CNPMS. Circular Técnica, 31).

LIU, Q.; WANG, J.; BAI, Z.; MA, L.; OENEMA, O. Global animal production and nitrogen and phosphorus flows. **Soil Research**, Collingwood, v.55, n.6, p.451-462, Dec. 2017. DOI: 10.1071/SR17031.

MAGUIRE, R.; HECKENDORN, S. E.; JONES, B. **Soil test note 5: fertilizing with manures**. College of Agriculture and Life Sciences, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg. 2009. 4 p. (publication 452-705). Disponível em: <https://www.pubs.ext.vt.edu/content/dam/pubs_ext_vt_edu/452/452-705/452-705.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2018.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2004. 394 p.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

IELE, M.; MIRANDA, C. R. O desenvolvimento da indústria brasileira de carnes e as opções estratégicas dos pequenos produtores de suínos do Oeste catarinense no início do Século XXI. In: CAMPOS, S.K.; NAVARRO, Z. (Org.). **A pequena produção rural e as tendências do desenvolvimento agrário brasileiro**: ganhar tempo é possível? Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2013. p. 201-231.

MOREIRA, V. R. Nutrição de ruminantes e o meio ambiente. In: GONÇALVES, L. C.; BORGES, I.; FERREIRA, P. D. S. (Ed.). **Alimentação de gado de leite**. Belo Horizonte: FEPMVZ, 2009. p. 363-394.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Subcommittee on dairy cattle nutrition. **Nutrient requirements of dairy cattle**. 7th rev ed. Washinton: National Academy Press, 2001. p. 244-248.

NUNES, N. J. F.; GUTH, S. C.; CAMARGO, M. E.; da MOTTA, M. E. V.; PACHECO, M. T. M.; GILIOLI, R. M.; PRIESNITZ FILHO, W. A lucratividade na pecuária: atividades de bovinocultura de corte e de leite. **PUBVET**, v. 6, n. 26, p. 1417-1422, 2012.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A. Economical aspects of organic nutrient sources associated with soil tillage systems. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 6, p. 1572-1580, ago. 2008.

REID, K.; SCHNEIDER, K.; McCONKEY, B. Components of phosphorus loss from agricultural landscapes, and how to incorporate them into risk assessment tools. **Frontiers in Earth Science**, v.6, article 135, 2018.

RESTELATTO, R.; PAVINATO, P. S.; PAIXÃO, S. J.; MACHADO, J. C.; SOUZA, C. de. Produção e teor de proteína do azevém (*Lolium multiflorum* L.) em função da adubação nitrogenada. In: CONGRESSO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DA UTFPR, 1. SEMINÁRIO: SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA, 5. SIMPÓSIO DE CIÊNCIAS FLORESTAIS E BIOLÓGICA, 11., 2011, Dois Vizinhos, **Anais...**, Dois Vizinhos: UTFPR. 2011. p. 355-358.

RIBEY, M. A.; O'HALLORAN, I. P. Consequences of Ontario P index recommendations for reduced manure and fertilizer phosphorus applications on corn yields and soil phosphorus. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 96, n. 2, p. 191-198, 2016. DOI: 10.1139/CJSS-2015-0072.

RICHARD, A.; GIBBERT, R. M.; MÜLLER, E. J. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia da cama de frango em função do manejo de aplicação em Argissolo vermelho. **Synergism Scyentifica**, v. 9, n. 1. 2014.

RODRIGUES, W. O. P.; GARCIA, R. G.; NÄÄS, I. de. A; ROSA, C. O. da.; CALDARELLI, C. E. Evolução da avicultura de corte no Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 18, p. 1666-1684, 2014. Disponível em: <[http://www.conhecer.org.br/enciclop/2014a/AGRARIAS / EVOLUCAO.pdf](http://www.conhecer.org.br/enciclop/2014a/AGRARIAS/EVOLUCAO.pdf)>. Acesso em: 30 jul. 2019.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento. Subsecretaria de Estudos Geográficos e Estatístico. **Atlas Escolar de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro, 1991. 96 p.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 11**, Suinocultura, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <[%2011%20Suinocultura.pdf](http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas)>. Acesso em: 29 jan. 2020.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 123-131, 2007. DOI: 10.1590/S0100-06832007000100013.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000400034.

SCHMIDT, N. S.; SILVA, C. L. da. Pesquisa e desenvolvimento na cadeia produtiva de frangos de corte no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, n. 3, p. 467-482, 2018. DOI: 10.1590/1234-56781806-94790560307.

SEGANFREDO, M. A. **A aplicação do princípio do balanço de nutrientes, no planejamento do uso de dejetos de animais para adubação orgânica**. Concórdia: EMBRAPA-CNPAS, 2001. 5 p. (EMBRAPA-CNPAS. Comunicado Técnico, 291).

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. 37 p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 22).

SEGANFREDO, M. A. **Fósforo, cobre e zinco em solos submetidos à aplicação de dejetos animais: teores, formas e indicadores ambientais**. 2013. 137 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTI, A. F. Custos de armazenagem e aplicação juntam-se aos riscos ambientais como fatores restritivos ao uso de dejetos suínos como fertilizante do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife, PE. **Anais...** Recife: SBSC, 2005.

SEGANFREDO, M. A. Modelo simplificado para a avaliação do risco de poluição dos dejetos de suínos utilizados como fertilizante do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 11., 2003, Goiânia, GO. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003.

SHARPLEY, A.; BEEGLE, D.; BOLSTER, C.; GOOD, L.; JOERN, B.; KETTERINGS, Q.; LORY, J.; MIKKELSEN, R.; OSMOND, D.; VADAS, P. Phosphorus indices: why we need to take stock of how we are doing. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1711-1719, Oct. 2012. DOI: 10.2134/jeq2012.0040.

SILVA, J. C. P. M.; MOTTA, A. C. V.; PAULETTI, V.; VELOSO, C. M.; FAVARETTO, N.; OLIVEIRA, A. S.; SILVA, L. F. C. Esterco de gado leiteiro associado à adubação mineral e sua influência na fertilidade de um Latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, n.2, p.453-463, 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000200019.

SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, B. C. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 2, p. 277-293, 1998.

THORNTON, P. K. Livestock production: recent trends, future prospects. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 365, n. 1554, p. 2853-2867, 2010. DOI: 10.1098/rstb.2010.0134.

USDA/NRCS. **Manure chemistry - nitrogen, phosphorus and carbon**. Greensboro, USDA/NRCS/ ENTSC, p.1-4, 2007. (Manure Management Information Sheet, n.7, 2007).

USDA/NRCS. **Nutrient management (Ac.) CODE 590: NI_190_302 - Part 302 - Nutrient management policy implementation**. 2nd ed. Washington, DC: USDA/NRCS, 2012.

WANG, Y. T.; ZHANG, T. Q.; O'HALLORAN, I. P.; HU, Q. C.; TAN, C. S.; SPERANZINI, D.; MACDONALD, I.; PATTERSON, G. Agronomic and environmental soil phosphorus tests for predicting potential phosphorus loss from Ontario soils. **Geoderma**, v. 241, p. 51-58, Nov. 2015. DOI: 10.1016/j.geoderma.2014.11.001.

WITHERS, P. J.; NEAL, C.; JARVIE, H. P.; DOODY, D. G. Agriculture and eutrophication: where do we go from here?. **Sustainability**, v. 6, n. 9, p. 5853-5875, Sept. 2014. DOI: 10.3390/su6095853.

ZANIN, A.; OENNING, V.; TRES, N.; KRUGER, S. D.; GUBIANI, C. A. Gestão das propriedades rurais do Oeste de Santa Catarina: as fragilidades da estrutura organizacional e a necessidade do uso de controles contábeis. **Revista Catarinense da Ciência Contábil**, v. 13, n. 40, p. 9-19, 2014.



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 7

Contribuição da fauna do solo
para os serviços ambientais

*Paulo Roger Lopes Alves
Pahola Baptista Cassol
Milton Antônio Seganfredo
Evandro Spagnollo*

O papel da fauna do solo no ecossistema terrestre

O solo está entre os ecossistemas mais complexos e diversos do globo terrestre, pois, além de ser o principal ambiente de suporte para a grande maioria das plantas existentes, é o hábitat de ampla diversidade de micro-organismos e fauna edáfica. A fauna do solo é representada por animais vertebrados e invertebrados que passam pelo menos uma fase de seu desenvolvimento no solo ou na liteira (Paoletti, 1999). De toda a biodiversidade já descrita para o ambiente terrestre, considerando todos os reinos da vida conhecidos, a fauna do solo representa cerca de 23% das espécies existentes (Decaëns et al., 2006).

A fauna do solo pode ser classificada de acordo com as suas funções, hábitos, táxons e tamanho, entre outras características. Contudo, especialmente para fins didáticos, a classificação da fauna do solo vem sendo feita com base no tamanho do corpo dos animais, em quatro grupos: a microfauna (<0,2 mm), a mesofauna (0,2 mm a 4 mm), a macrofauna (4 mm a 80 mm) e a megafauna (>80 mm). A maioria dos invertebrados da fauna edáfica pode ser classificada em grupos de indivíduos pelos seus tamanhos (micro, meso e macrofauna), enquanto que a megafauna é principalmente representada por vertebrados insetívoros e roedores, bem como por alguns invertebrados de tamanho maior (Brown et al., 2015).

A microfauna compreende os rotíferos, protozoários, nematoides e tardígrados, entre outros invertebrados de tamanho menor do que 0,2 mm. Neste grupo, estão incluídos os animais mais abundantes sobre a face da Terra, que normalmente habitam a lâmina de água presente nos poros do solo (Alves et al., 2017). A mesofauna também é composta por invertebrados de tamanho reduzido, sendo representada por enquitreídeos, pseudoescorpiões, ácaros, colêmbolos, Diplura, Protura, sínfilos, Pauropoda, pequenos insetos e aranhas, entre outros artrópodes pequenos (Brown et al., 2015). A macrofauna compreende as minhocas, cupins, formigas, centopeias, baratas, aranhas, tesourinhas, grilos, caracóis, escorpiões, percevejos, tatuzinhos, traças, larvas e adultos de besouros, entre outros invertebrados de tamanho intermediário (Alves et al., 2017). A megafauna, por sua vez, é o grupo representado pelos maiores animais do solo, tais como pequenos vertebrados (ex.: toupeiras, musaranhos e alguns

roedores), anfíbios e répteis, bem como os grandes invertebrados (ex.: espécies de minhocas grandes ou gigantes (Global..., 2016).

Embora não exista uma correlação direta entre o tamanho dos animais edáficos e suas posições na cadeia trófica alimentar (e, consequentemente, suas funções no solo), alguns autores (Brown et al., 2015; Alves et al., 2017) têm atribuído determinadas funções no ecossistema terrestre à micro, meso, macro e megafauna do solo. À microfauna, por exemplo, atribui-se a função de controle de populações no solo (especialmente microbianas), visto que diversas espécies deste grupo se alimentam essencialmente de micro-organismos e de outros invertebrados. Além disso, a microfauna tem papel reconhecido no estímulo da mineralização de nutrientes e também contempla algumas espécies fitófagas (ex.: nematoides). Com base nos hábitos alimentares predominantes da mesofauna (detritívoros, fungívoros e/ou predadores), às espécies deste grupo tem sido atribuída a função de reguladores dos processos de decomposição do material orgânico depositado no solo, visto que participam do fracionamento e consumo de resíduos vegetais da serapilheira, favorecendo o ataque microbiano devido aumentarem a superfície de contato dos materiais e, consequentemente, a taxa de decomposição e liberação de nutrientes para o solo (Alves et al., 2017).

As espécies da macrofauna do solo podem ter hábitos alimentares bastante distintos, podendo atuar como geófagas, fitófagas, humívoras, detritívoras, predadoras, parasitas, necrófagas e fungívoras, entre outras (Brown et al., 2001). Contudo, de forma geral, as populações desse grupo têm sido reconhecidas pela sua atuação na fragmentação e distribuição dos restos de vegetais e animais no perfil do solo (longitudinal e horizontalmente). Além disso, devido às suas intensas atividades no solo, certas espécies de cupins, besouros, formigas e, especialmente, de minhocas vêm sendo denominadas de “engenheiras do ecossistema” (Lavelle, 1996; Brown et al., 2001). Quanto à megafauna, com exceção das minhocas, a maioria das espécies se comporta como predadores de animais menores do solo (macro e mesofauna) ou de partes de plantas. Além disso, devido ao seu maior tamanho, são conhecidas por criarem grandes galerias e estruturas biogênicas no perfil do solo.

Contribuição da fauna do solo para os serviços ambientais

As transformações promovidas pelos organismos no solo, sobretudo aquelas que geram benefícios diretos ou indiretos para os seres humanos, são conhecidas por serviços ecossistêmicos (Lavelle et al., 2006; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Esse conceito surgiu nas últimas décadas e, para os ecossistemas terrestres, inúmeros serviços de interesse já foram identificados como prioritários, pois influenciam significativamente no cotidiano da população humana e são fundamentais na manutenção dos ecossistemas naturais e agrícolas (Brown et al., 2015; Alves et al., 2017).

Um dos exemplos mais práticos de serviço ecossistêmico prestado pelos invertebrados no solo está em sua contribuição nos processos que levam à mineralização dos nutrientes contidos na matéria orgânica do solo (MOS). Esse processo de reciclagem dos elementos químicos de resíduos orgânicos depositados em superfície atende boa parte da demanda nutricional das plantas, sendo fundamental para a manutenção dos sistemas de cultivo agrícola e florestal, evitando assim que os agricultores tenham que repor, via adubação, a totalidade dos nutrientes extraídos pelos cultivos (Cortet et al., 1999; Alves et al., 2015).

Além deste exemplo, há inúmeros outros processos ecossistêmicos em que a fauna do solo participa direta e indiretamente e que afetam aspectos econômicos, sociais e, especialmente, o funcionamento sustentável dos ecossistemas. Brown et al. (2015), com base nos dados do Millennium Ecosystem Assessment (2005), descreveram em detalhes diversos benefícios prestados aos ecossistemas terrestres pela fauna edáfica, dos quais alguns foram selecionados e descritos a seguir:

- Pela sua influência na bioturbação e criação de galerias e outras estruturas no solo, a fauna edáfica promove a melhoria da estrutura do solo, aumento da infiltração, drenagem, capacidade de armazenamento de água no solo e, pela contribuição na regulação do escoamento superficial das águas pluviais, auxilia no controle da erosão e enchentes.

- Os organismos da fauna podem ser fonte de alimento para humanos e outros animais, além de estimular a atividade de simbioses e micro-organismos promotores do crescimento de plantas, favorecendo a produção de biomassa vegetal e animal.
- Produção de biomoléculas e fármacos de interesse industrial e medicinal.
- **Ciclagem de nutrientes:** a fauna edáfica participa direta e indiretamente nos ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, bem como dos processos de decomposição e humificação da matéria orgânica, e na dinâmica da troca de gases do efeito estufa entre o solo e a atmosfera.
- **Formação do solo:** a bioturbação, seleção de partículas, deposição de coprólitos superficiais, assim como a distribuição e estímulo microbiano, podem aumentar a taxa de formação do solo (pedogênese).
- **Conservação da biodiversidade:** as modificações realizadas no solo pelos organismos da fauna podem favorecer a criação/manutenção de habitats (e micro-habitats) para outras espécies edáficas, favorecendo a manutenção de comunidades mais diversificadas.
- **Tratamento de resíduos:** uma vez que a fauna participa dos processos de decomposição e estabilização de resíduos orgânicos, algumas espécies podem absorver/degradar pesticidas e outros compostos orgânicos de origem antrópica, resultando na destoxificação e decomposição de substâncias perigosas para os seres humanos. Além disso, certos organismos podem alterar a disponibilidade de metais pesados, seja pelo processo de absorção ou pela liberação de substâncias quelantes no meio.
- **Educação:** a fauna do solo é constante instrumento de educação ambiental (inclusive na educação superior), com objetivo de oferecer melhor manejo do solo e das culturas agrícolas.

Com base nesses exemplos da utilidade dos organismos edáficos para uma melhor qualidade de vida dos seres humanos, melhor produtividade e sustentabilidade dos ecossistemas naturais e agrícolas, verifica-se que é fundamental proteger as espécies que vivem no solo para preservar os processos

ecossistêmicos e serviços ambientais por eles prestados. De acordo com Cardoso et al. (2012), a maneira adequada de se quantificar a saúde do solo (e dos organismos) é inferir sobre parâmetros que o tornam um sistema vivo (ex.: fauna do solo), pois ao utilizar unicamente propriedades químicas e físicas do sistema edáfico, tornam-se incertas as conclusões sobre as propriedades biológicas. Por conta disso, uma vasta gama de indicadores da qualidade biológica e da vida do solo tem sido utilizada para entender os impactos das atividades antrópicas sobre os serviços ecossistêmicos.

Indicadores da fauna do solo para a avaliação dos serviços ambientais

Os indicadores biológicos, também chamados de bioindicadores ou biomarcadores, são, sobretudo, respostas obtidas de organismos vivos que, quando expostos a fatores ambientais estressantes como, por exemplo, intervenções antrópicas no ambiente, podem auxiliar a prever os futuros danos a ecossistemas (Hoffman et al., 2003). A qualidade do solo pode então ser medida pelo uso de bioindicadores, assim como um termômetro mede a temperatura do ambiente ao qual ele está exposto.

Para serem utilizados como indicadores dos processos e serviços dos ecossistemas terrestres, os organismos da fauna do solo precisam ser representativos da região ou solo e do processo ao qual se tem interesse em estudar, além de estarem em contato com os vários fatores de estresse, interagindo, portanto, com os processos físicos, químicos e biológicos do solo. Além disso, quando se utilizam bioindicadores para inferir sobre os serviços ecossistêmicos e serviços ambientais, é fundamental que esses indivíduos possuam funções diretas no sistema edáfico (Cardoso; Alves, 2012).

No contexto atual das intervenções antrópicas envolvendo manejo agrícola, pecuário e de produção florestal, quando pode haver impactos integrados no solo, ou de difícil mensuração como os resíduos de agrotóxicos e fármacos veterinários no solo, os bioindicadores têm sido recomendados principalmente para:

- determinar mudanças e sinais precocemente no meio ambiente;
- identificar com maior clareza as relações de causa-efeito;
- indicar a qualidade de um hábitat de maneira integrada;
- biomonitoramento ambiental visando avaliar a eficácia de ações de remediação de solos impactados.

Nesse sentido, o processo de bioindicação vem sendo feito com base no uso de indivíduos, grupos funcionais e comunidades edáficas. Alguns grupos de organismos da fauna edáfica apresentam maior potencial de uso, tal como é o caso dos besouros, formigas, aranhas, ácaros, colêmbolos, enquitreídeos, nematoides e minhocas (Alves et al., 2017), devido à facilidade de avaliação, baixo custo e inexistência de restrições ao uso (Pankhurst et al., 1997), embora também mereça destaque, pela sua relevância, o uso da microbiota do solo (Cardoso et al., 2012).

A escolha da espécie, parâmetro de medição ou da metodologia utilizada depende dos objetivos do estudo e do tipo de impacto que se pretende detectar. Por exemplo, para se identificar, em curto prazo, o risco tóxico ou perigos relacionados à aplicação de agrotóxicos, dejetos de animais e resíduos industriais, têm-se utilizado ensaios ecotoxicológicos laboratoriais com espécies “padrão” da fauna do solo (especialmente minhocas e colêmbolos). Essas espécies são escolhidas considerando-se a importância da sua contribuição aos serviços ecossistêmicos, sua representatividade dentro de seus grupos funcionais, e que seja alta a sua sensibilidade às alterações no solo. Os impactos mensurados através desse tipo de ensaio podem indicar que, caso ocorra exposição similar em condições naturais, determinados grupos funcionais (ex.: decompositores, predadores e bioturbadores) poderão ter sua funcionalidade comprometida e, por consequência, terem reduzida ou suprimida sua capacidade de atuarem benéficamente nos serviços ecossistêmicos. Porém, a exposição em condições de laboratório representa o pior cenário de exposição, onde, em geral, o efeito sobre o organismo é maior daquele que de fato ocorre a campo, pois nos ensaios laboratoriais desconsideram-se inúmeras variáveis relacionadas às interações entre organismos e seu ambiente (Van Gestel; Van Straalen, 1994).

Por essa razão, a avaliação de risco sobre a fauna ou os serviços ecossistêmicos também pode considerar estratégias cujas condições experimentais se aproximem ao máximo possível daquelas encontradas no campo, tais como ensaios em “semicampo” e em condições de campo (*in situ*). Nesses casos, é possível verificar impactos em nível de indivíduos, populações e comunidades de um ecossistema, usando-se metodologias que consideram as condições ambientais naturais. Entre essas, destacam-se as populações nativas, regimes de chuvas e insolação, possibilitando um alto grau de realismo do ambiente, visto que muitas vezes são realizadas ao ar livre (Isomaa; Lilius, 1995). Contudo, ao aumentar a relevância ecológica das avaliações, o custo se torna mais elevado e a interpretação dos resultados mais complexa, pois é mais difícil determinar relações de causa-efeito (e/ou dose-resposta) entre os níveis de contaminantes e o grau de mudanças nas comunidades, visto que no âmbito de comunidades as relações são muito mais dinâmicas e interdependentes (Clements; Kiffney, 1994). Seja qual for a estratégia utilizada (laboratório, semicampo ou em nível de campo) para avaliar os efeitos sobre os serviços ambientais através da fauna edáfica, é fundamental selecionar adequadamente receptores (bioindicadores) que estão associados aos processos que estão em risco.

Entre as diversas metodologias utilizadas, destacam-se:

- os ensaios de toxicidade, que abrangem diversos níveis de organização biológica, como células, tecidos, órgãos, indivíduos e populações;
- os ensaios comportamentais, como os testes de fuga realizados em laboratório;
- as análises de bioacumulação em tecidos de animais;
- o uso de armadilhas de solo (*pitfalls*);
- amostragens de monólitos de solo (TSBF e Funil de Berlese) para verificação dos efeitos sobre a diversidade e estrutura da comunidade da macro, meso e microfauna do solo (Anderson; Ingram, 1993)
- as avaliações funcionais, que medem o efeito das intervenções antrópicas sobre processos ecossistêmicos realizados pela fauna.

Entre as metodologias que medem as funções da fauna do solo nos processos ecossistêmicos, duas têm destaque por inferir sobre a decomposição da matéria orgânica:

- de forma direta, através do consumo de material orgânico inserido no solo (ensaios com “*litter-bags*”);
- indireta, pela medida da atividade alimentar da fauna do solo *in situ* (ensaios com “*bait-laminas*”). Essa última possui como vantagem a simplicidade de aplicação em campo e, diferentemente dos ensaios com *litter-bags*, não perturba o substrato do solo, necessita de curtos períodos de exposição (poucos dias até algumas semanas) e é rapidamente avaliada (International Organization for Standardization, 2016).

Considerando que o método das *bait-laminas* é de simples aplicação e os seus resultados são de relevância ecológica e de rápida obtenção, a seguir será apresentado um estudo de caso onde foram avaliados os efeitos do uso intensivo de dejetos suínos como fertilizantes do solo sobre a atividade alimentar da fauna do solo.

Estudo de caso: avaliação da atividade alimentar dos invertebrados do solo em área com aplicação intensiva de dejetos de suínos

Introdução

Como consequência da crescente demanda por produtos de origem animal, espécies de rápido desenvolvimento e altas taxas de conversão alimentar, como é o caso dos suínos, representam uma parcela significativa no suprimento desses produtos em nível global (FAO, 2017). Entretanto, com a intensificação da produção de suínos, há também um aumento proporcional da produção de dejetos, o que pode dificultar a sua reciclagem unicamente na condição de fertilizantes do solo nas propriedades agrícolas onde são gerados.

Estima-se que no estado de Santa Catarina somente 15% dos dejetos líquidos de suínos (DLS) gerados recebam manejo e destinação adequada (Gaya, 2004). Atualmente, a alternativa mais facilmente exequível para a destinação dos DLS é o seu uso como fertilizante do solo, quando houver áreas agrícolas suficientes para tal finalidade. Entretanto, o uso contínuo e/ou inadequado desses resíduos pode provocar impactos negativos sobre a fauna edáfica e seus benefícios prestados aos serviços ecossistêmicos (Maccari et al., 2016).

Uma alternativa útil para a avaliação da qualidade de solos agrícolas que receberam altas cargas de dejetos animais é a quantificação da atividade alimentar dos invertebrados do solo, uma vez que esse parâmetro se mostra sensível às perturbações no sistema edáfico. Além disso, é de fácil quantificação *in situ* e fornece informações complementares para a tomada de decisão sobre a realização de um manejo sustentável do solo (Manhães, 2011) e, conseqüentemente, auxilia na valoração dos serviços ecossistêmicos prestados pelo solo.

Considerando que em condições de campo ainda não se tem precisão dos impactos causados pelos dejetos suínos à fauna edáfica, e que a região Oeste de Santa Catarina é um dos principais centros de produção intensiva de suínos, e, por conseguinte, de alta produção de dejetos destes animais (IBGE, 2019; Segnanfredo et al., 2018), este estudo de caso teve como objetivo avaliar o impacto do uso intensivo de dejetos de suínos como fertilizante de solos agrícolas sobre a atividade alimentar da fauna invertebrada do solo.

Material e métodos

A avaliação da atividade alimentar da fauna invertebrada do solo foi realizada com base na metodologia descrita pela norma ISO 18311 (International Organization for Standardization, 2016), que padroniza o uso de *bait-lamias* como indicadores da qualidade do solo em condições de campo. A metodologia foi aplicada em um experimento da área experimental do Centro de Pesquisa para Agricultura Familiar (Cepaf), da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), a qual recebe doses de DLS há mais de 20 anos. A área está localizada no município de Chapecó/SC, sob as coordenadas 27°07'S e 57°37'W. O solo da área experimental é classificado como Latossolo vermelho distroférrico e está sob sis-

tema de plantio direto. O histórico de manejo de DLS e das culturas agrícolas utilizadas na área está descrito em Scherer (2012). Na amostragem de verão, a temperatura média no local durante o período de realização do estudo foi de 21 °C, com temperatura mínima de 8,6 °C e máxima de 33,4 °C e precipitação de 532,6 mm. Na amostragem de inverno, a temperatura média no local durante o período de realização do estudo foi de 14,3 °C, com temperatura mínima de 2,4 °C e máxima de 27,8 °C e precipitação de 151,4 mm (Estação Meteorológica da Epagri - Cepaf).

O experimento foi composto por nove parcelas de 5 m x 6 m, com área útil de 20 m² cada, e espaçamento entre parcelas de aproximadamente 1 m de largura. Do total de parcelas, três nunca receberam aplicação de DLS (controle), três recebem o volume de 40 m³/ha de DLS por ano, e as três parcelas restantes receberam 80 m³/ha de DLS por ano, sendo a aplicação do DLS dividida ao longo do ano em quatro doses, sendo adubação de base e cobertura no verão, e base e cobertura no inverno (Scherer et al., 2012).

Foram utilizadas *bait-laminas* fabricadas pela empresa Terra Protecta GmbH (Berlim/Alemanha), as quais são tiras de plástico PVC com 120 mm de comprimento, 6 mm de largura e 1 mm de espessura. Cada *bait-lamina* possui 16 aberturas bicônicas de 1,5 mm de diâmetro, com intervalos de 5 mm cada uma, na sua parte inferior (85 mm). As aberturas das *bait-laminas* foram preenchidas com um substrato (material de isca) pré-fabricado pela mesma empresa, o qual é composto por uma mistura de 70% de celulose, 25% de farelo de trigo fino e 5% de carvão ativado, conforme recomendado por International Organization for Standardization (2016).

As *bait-laminas* foram inseridas no solo em duas épocas distintas: verão (outubro-novembro) e inverno (junho-julho) dos anos de 2017 e 2018, respectivamente, onde permaneceram expostas no interior do solo por um mês. Em cada uma das parcelas, foram inseridas 30 *bait-laminas*, sendo estas dispostas em três linhas (10 em cada), espaçadas por 0,3 m entre lâminas e 1,5 m entre linhas. As lâminas foram inseridas verticalmente no solo, de forma que a última abertura permanecesse logo abaixo da superfície do solo.

Após o período de exposição, as lâminas foram cuidadosamente retiradas do solo e, imediatamente a seguir, foi avaliado o consumo do substrato em cada abertura nas lâminas. Foram assumidas três classes na avaliação do con-

sumo nas aberturas: 100%, para o consumo total da isca na abertura; 50%, para o consumo parcial; e 0%, para as aberturas onde não houve consumo. Para a análise dos dados, foi realizada a média do percentual de consumo do material de isca do conjunto de *bait-laminas* inseridas em cada parcela. A avaliação da atividade alimentar ao longo do perfil do solo foi realizada com base nas médias dos percentuais de consumo alimentar nos conjuntos de aberturas sob a mesma profundidade, considerando 30 lâminas por parcela. Os resultados da avaliação foram testados através de análise de variância (ANOVA) e, quando encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$), as médias dos tratamentos com DLS foram comparados com a média do controle, utilizando-se o teste de *Dunnett* ($p < 0,05$), por meio do software R 3.0.2.

Resultados e discussão

Neste estudo, foi identificado um percentual total da atividade alimentar superior a 30% em todos os níveis de profundidade analisados ao longo do perfil de solo, tornando o teste válido (Figura 1A). Conforme a ISO 18311 (International Organization for Standardization, 2016), para que o teste com *bait-laminas* possa ser considerado válido, pelo menos 30% das aberturas contendo material de isca devem ter sido perfuradas em um dos 16 níveis de profundidade do perfil de solo.

No primeiro período de avaliação (verão), as atividades alimentares médias nos tratamentos com DLS foram significativamente maiores que a média do tratamento controle (Figura 1A). Entretanto, no segundo período de avaliação (inverno), não foram identificadas diferenças significativas entre os tratamentos (Figura 1B).

Na amostragem do verão (Figura 2A), as atividades alimentares nas diferentes profundidades do solo foram similares àquelas das diferentes profundidades do tratamento controle. Além disso, foi observado que, mesmo nos tratamentos onde houve consumo mais elevado do substrato (40 m³/ha por ano e 80 m³/ha por ano), o padrão de consumo se manteve similar nas diferentes profundidades (Figura 2A). Nesse período de avaliação, as diferenças entre os tratamentos com adição de DLS e o tratamento controle se mantiveram em todas as profundidades.

Na amostragem de inverno (Figura 2B), a atividade (consumo alimentar) em geral foi maior em superfície, sendo reduzida com o aumento da profundidade para todos os tratamentos. Além disso, neste caso, não houve diferença significativa entre os tratamentos para nenhuma das profundidades amostradas (Figura 2B).

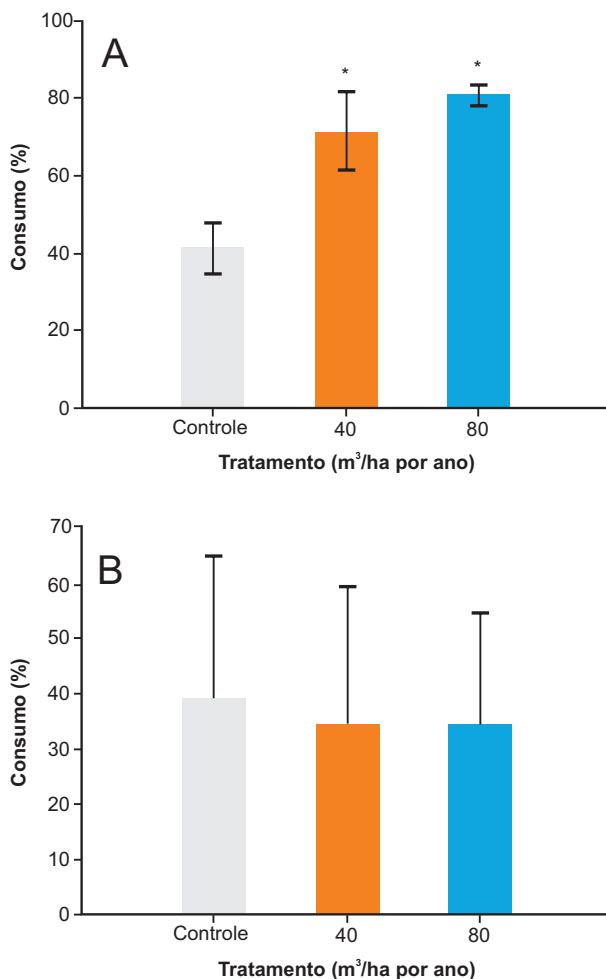


Figura 1. Percentual total da atividade alimentar nas *bait-laminas* inseridas nos três tratamentos, após um mês de exposição, no verão (A) e inverno (B). Asterisco (*) indica um aumento significativo ($p < 0,05$) da atividade alimentar no tratamento, comparado ao controle pelo teste de *Dunnett*.

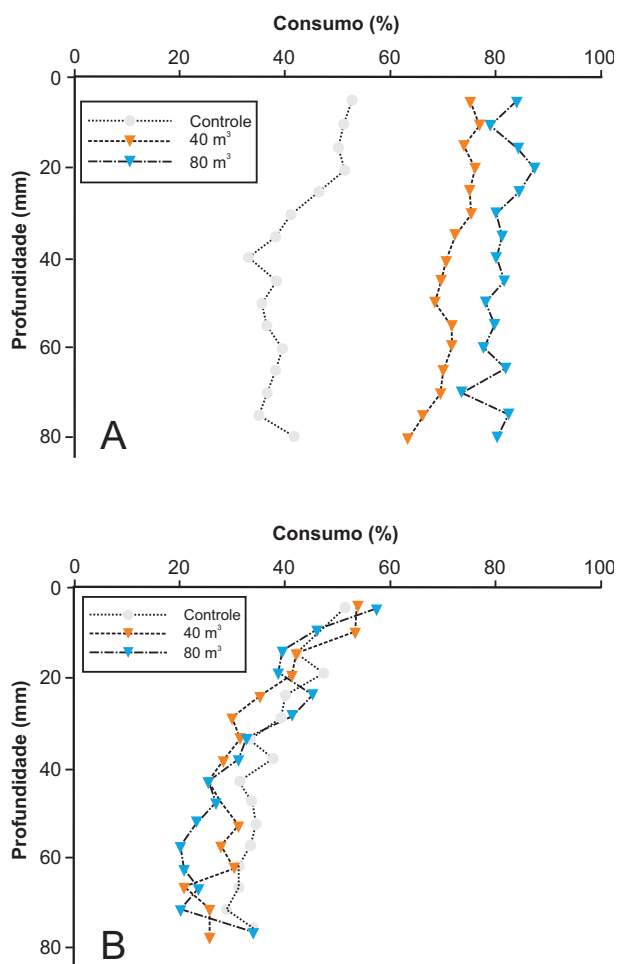


Figura 2. Percentual total do consumo alimentar nas *bait-laminas* inseridas nos três tratamentos analisados, em diferentes profundidades do perfil de solo, após um mês de exposição, no verão (A) e inverno (B).

Para a amostragem de verão, a atividade alimentar total nas parcelas que receberam aplicação de 40 m³/ha de DLS por ano, apresentou um crescimento de 30% em relação às parcelas que não receberam a fertilização. Já o crescimento total da atividade alimentar nas parcelas que receberam aplicação de 80 m³/ha de DLS por ano aumentou em 39,3% comparativamente àquele das parcelas controle. Esse aumento pode estar relacionado

ao aumento da disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica (MO) para a fauna do solo, a partir da aplicação dos fertilizantes orgânicos (dados não apresentados). Além disso, as temperaturas mais altas em relação ao inverno também podem ter contribuído para o aumento da densidade populacional e a atividade alimentar da fauna edáfica. No caso da amostragem de inverno, a semelhança nos padrões de consumo alimentar entre os tratamentos pode ser atribuída, principalmente, às condições climáticas, destacando-se as baixas temperaturas, que normalmente são menos favoráveis à atividade da fauna. Em função disso, tais condições podem reduzir a atividade a um consumo basal, impossibilitando a detecção de diferenças entre tratamentos. Este também pode ser o motivo pelo qual a atividade alimentar foi mantida com maior intensidade próximo à superfície do solo.

Nas parcelas que receberam aplicação de DLS, os percentuais de consumo alimentar no verão, em diferentes profundidades, mantiveram-se elevados (acima de 65% em todas as profundidades) mesmo com o aumento da profundidade do perfil do solo (Figura 2A). Esses resultados podem estar relacionados à adição de matéria orgânica ao solo via DLS, uma vez que, com o tempo, a MO proveniente dos DLS pode ter atingido maiores profundidades no solo e, assim, estimulado a atividade dos organismos edáficos em diferentes profundidades (Correia; Oliveira, 2000).

O consumo alimentar no verão na profundidade de até 20 mm no tratamento com aplicação de 80 m³/ha por ano foi de 75,83%. Esse valor se assemelha aos 68,9% encontrados por Silva (2015), a partir da exposição de *bait-laminas* durante 40 dias próximos ao mês de agosto, em solos com aplicação de 200 m³/ha de DLS por ano, por 14 anos. Ressalta-se que o período de exposição das *bait-laminas* utilizado pelo referido autor foi superior ao deste estudo, o que também poderia ter contribuído para um percentual de atividade alimentar mais elevado. Entretanto, a quantidade de DLS aplicado por Silva (2015) foi mais do que o dobro da maior dose de DLS aplicado neste estudo de caso (80 m³/ha por ano), o que, juntamente com as características meteorológicas do local e com as particularidades do tipo de solo e do material de isca utilizado, pode ter influenciado os percentuais de consumo alimentar do solo, tornando- os similares ao deste estudo.

Silva (2015) não verificou diferenças significativas no consumo alimentar de áreas de pastagem que receberam aplicação de 200 m³/ha de DLS por ano, em comparação com áreas de mata nativa (controle), sem adição de DLS. Entretanto, nesse caso, os altos índices de atividade alimentar verificados nas áreas escolhidas para comparação podem ser atribuídos ao equilíbrio físico e biológico, característico de áreas de mata nativa, e, por isso, mesmo que os DLS tenham aumentado a atividade alimentar, esse aumento pode não ter sido suficiente para que atividade alimentar das áreas com DLS se equiparasse àquelas das áreas de mata nativa. No presente estudo, a similaridade de consumo alimentar entre tratamentos no período de inverno foi atribuída principalmente a uma redução geral na atividade dos organismos do solo, como consequência da baixa precipitação pluviométrica e baixas temperaturas.

Outro fator que pode ter influenciado positivamente a atividade alimentar da fauna do solo no verão foi o parcelamento da quantidade de DLS aplicada ao solo. Ressalta-se que, como as doses de 0 m³/ha, 40 m³/ha e 80 m³/ha foram parceladas em quatro aplicações anuais (duas por cultura), a maior dose de DLS aplicada de uma só vez no solo foi de 20 m³/ha. A partir desses resultados, pode-se considerar a hipótese de que o parcelamento das aplicações dos DLS diminuiria os riscos de impacto negativo na fauna do solo comparativamente à aplicação em dose única. Porém, para o cálculo da dose indicada para cada cenário de campo, deverão ser considerados vários outros fatores. Entre eles estão a observação das recomendações oficiais de adubação e de calagem e a legislação vigente aplicada ao assunto, de modo a garantir a adequada nutrição de plantas evitando-se que ocorra excessivo acúmulo de nutrientes no solo. Além disso, deverão ser utilizadas práticas de manejo do solo e dos DLS que possibilitem diminuir as perdas de nutrientes do solo por lixiviação e erosão (Santa Catarina, 2014).

Neste estudo de caso, o cálculo das doses e a opção pelo seu parcelamento em quatro aplicações anuais foram feitas a partir das recomendações oficiais e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (Manual..., 2016). A observância dessas recomendações e a opção pelo parcelamento das doses podem ter favorecido um melhor aproveitamento dos nutrientes do solo e dos DLS e estimulado a atividade alimentar da fauna edáfica, além de contribuir para a qualidade ambiental, destacando-se o solo,

as águas e a atmosfera, sendo esta última, pela diminuição dos gases de efeito estufa, comparativamente às aplicações em dose única.

Durante as avaliações do consumo das iscas nas *bait-laminas*, alguns organismos puderam ser visualizados na área, inclusive juntos ao material de isca, como foi o caso de minhocas (Figura 3). Dessa forma, é possível concluir que certos grupos edáficos estão diretamente relacionados ao consumo alimentar do material de isca. Alguns autores sugerem que o grupo das minhocas tem grande participação no aumento do consumo alimentar da fauna do solo, indicando que as áreas com alta atividade alimentar provavelmente possuem alta densidade de minhocas (Hamel et al., 2007; Podgaiski et al., 2011). Foi observado por Segat et al. (2015) que a aplicação de baixas doses de DLS (25 m³/ha) num Latossolo pode favorecer as taxas de reprodução de minhocas, porém, em Neossolo quartizarênico, a aplicação de 30 m³/ha de DLS pode ter efeitos negativos sobre as populações dos oligoquetas. Além disso, conforme Alves (2007), embora a adição de DLS possa beneficiar a abundância e a diversidade da macrofauna edáfica (ex.: minhocas), esse tipo de manejo pode prejudicar a diversidade e a densidade da mesofauna edáfica. Maccari et al. (2016) também evidenciam que em Neossolo doses de 10 m³/ha e 25 m³/ha em uma única aplicação podem causar efeitos negativos sobre a taxa de reprodução e sobrevivência de minhocas (macrofauna) e colêmbolos (mesofauna).



Foto: Paulo Alves

Figura 3. *Bait-lamina* durante a avaliação da atividade alimentar. Na imagem, observa-se a ilustração dos substratos (iscas) parcialmente consumidos e a presença de uma minhoca atravessando o orifício que contém as iscas.

Com base nesses estudos, verifica-se que, mesmo que um dos benefícios ambientais prestados pelas minhocas (ex.: consumo da MO do solo) possa ser favorecido pela adição de DLS no solo em determinadas condições, é necessário avaliar os impactos sobre outros serviços prestados pela mesofauna, como, por exemplo, o controle de pragas. Além disso, enfatiza-se a importância de se considerar a relação dos invertebrados com as propriedades do solo para a definição da dose de DLS a ser aplicada, uma vez que, junto à composição dos DLS, as características do solo podem influenciar a sobrevivência, a taxa de reprodução, o comportamento das espécies (Segat et al., 2015) e, consequentemente, seus serviços prestados ao solo.

Conclusões

Os resultados deste estudo de caso demonstram que o reaproveitamento de DLS como fertilizante orgânico no solo, quando respeitadas as características edáficas e os limites das dosagens, incluindo o parcelamento das aplicações, pode estimular ou não a atividade alimentar da fauna do solo, dependendo da estação do ano.

A partir dos resultados deste estudo de caso, reforça-se a necessidade de pesquisas futuras para identificar as espécies da fauna edáfica envolvidas no estímulo da atividade alimentar decorrente da aplicação de DLS no solo, bem como de que sejam avaliadas as influências do tipo de solo e da sazonalidade sobre os impactos que a aplicação de dejetos suínos pode ter nos serviços ecossistêmicos prestados pela fauna do solo.

Referências

- ALVES, M. V. **Fauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes minerais e dejetos suínos na sucessão aveia milho, sob semeadura direta**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.
- ALVES, P. R. L.; NIEMEYER, J. C.; CARDOSO, E. J. B. N. Section I: Terrestrial Invertebrates as Experimental Models Chapter 1. The Use of Non-standardized Invertebrates in Soil Ecotoxicology. In: LARRAMENDY, M. L. (Org.). **Issues in Toxicology**. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2017. v. 1. p. 1-30.
- ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. 2nd ed. Wallingford: CAB International, 1993.

BROWN, G. G.; FRAGOSO, C.; BAROIS, I.; ROJAS, P.; PATRON, J. C.; BUENO-VILLEGAS, J.; MORENO, A. G.; LAVELLE, P.; ORDAZ, V. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. **Acta Zoológica Mexicana**: Nueva Série, n. especial, p. 79-110, 2001.

BROWN, G. G.; NIVA, C. C.; ZAGATTO, M. R. G.; FERREIRA, S. de A.; NADOLNY, H. S.; CARDOSO, G. B. X.; SANTOS, A.; MARTINEZ, G. de A.; PASINI, A.; BARTZ, M. L. C.; SAUTTER, K. D.; THOMAZINI, M. J.; BARETTA, D.; SILVA, E. da; ANTONIOLLI, Z. I.; DECAËNS, T.; LAVELLE, P. M.; SOUSA, J. P.; CARVALHO, F. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF : Embrapa, 2015. p. 121-154.

CARDOSO, E. J. B. N.; VASCONCELLOS, R. L. F.; BINI, D. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, p. 274-289, 2012. DOI: 10.1590/S0103-90162013 000400009.

CARDOSO, E. J. B. N.; ALVES, P. R. L. Soil Ecotoxicology. In: BEGUM, G. (Ed.). **Ecotoxicology**. Rijeka: InTech - Open Access Publisher, 2012. p. 27-50.

CLEMENTS, W. H.; KIFFNEY P. M. Assessing contaminant effects at higher levels of biological organization. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 13, p. 357-359, Marc. 1994. DOI: 10.1002/etc.5620130301.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. **Fauna do solo**: aspectos gerais e metodológicos. Seropédica: Embrapa Agrobiologia; 2000. p. 46.

CORTET, J.; VAUFLERY, A. G.; BALAGUER, N. P.; GOMOT, L.; TEXIER, C.; CLUZEAU, D. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. **European Journal of Soil Biology**, v. 35, n. 3, p. 115-134, Dec. 1999.

DECAËNS, T. et al. The values of soil animals for conservation biology. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, n. 1, S23–S38, 2006.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Pigs and Animal Production**. Rome, 2017. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/againfo/themes/en/pigs/production.html>>. Acesso em: 30 jun. 2019.

GAYA, J. P. **Indicadores biológicos no solo como uma alternativa para o uso racional de dejetos de suínos como adubo orgânico**. 2004. Dissertação (Mestrado em agroecossistemas) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

GLOBAL soil biodiversity atlas. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2016.

HAMEL, C.; SCHELLENBERG, M.; HANSON, K.; WANG, H. Evaluation of the “bait-lamina test” to assess soil microfauna feeding activity in mixed grassland. **Applied Soil Ecology**, v. 36, p. 199-204, May 2007. DOI: 10.1016/j.apsoil.2007.02.004.

HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JR., G. A.; CAIRNS JR., J. **Handbook of Ecotoxicology**. London, UK: Blackwell Scientific Publications, 2003. v. 2.

IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal**: séries históricas. Rio de Janeiro, RJ, 2019. Disponível: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?edicao=22651&t=series-historicas>> Acesso em: 30 Jul. 2019.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO-18311**: soil quality-method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms – *Bait-lamina* test. Geneva, 2016.

ISOMAA, B.; LILIUS, H. The urgent need for in vitro tests in ecotoxicology. **Toxicology in vitro**, v. 9, n. 6, p. 821-5, Nov. 1995. DOI: 10.1016/0887-2333(95)00085-2.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, v. 33, p. 3-16, 1996.

LAVELLE, P. et al. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, n. 1, p. S3-S15, Apr. 2006. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2006.10.002.

MACCARI, A. P.; BARETTA, D.; PAIANO, D.; LESTON, S.; FRETAS, A.; RAMOS, F.; SOUSA, J. P.; KLAUBER FILHO, O. Ecotoxicological effects of pig manure on *Folsomia candida* in subtropical Brazilian soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 314, p. 113-120, Mar. 2016. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.04.013.

MANHÃES, C. M. C. **Caracterização da fauna edáfica de diferentes coberturas vegetais no norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil**. 2011. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

PANKHURST, C.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. **Biological Indicators of Soil Health**. Cambridge: CAB International, 1997.

PAOLETTI, M. G. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 137-155, June 1999. DOI: 10.1016/S0167-8809(99)00034-1.

PODGAISKI, L. R.; SILVEIRA, F. S.; MENDONÇA JÚNIOR, M. S. Avaliação da atividade alimentar dos invertebrados de solo em campos do sul do Brasil - *Bait-Lamina* Test. **Entomo Brasilis**, v. 4, n. 3, p. 108-113, 2011.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 11, **Suinocultura**, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <https://static.fecam.net.br/uploads/273/arquivos/654746_in_11_Suinocultura.pdf>. Acesso em: 30 Jun. 2019.

SCHERER, E. E. Efeito do uso prolongado de esterco líquido de suínos e adubo nitrogenado sobre componentes da acidez do solo. **Agropecuária Catarinense**, v. 25, n. 2, p. 68-73, 2012.

SEGANFREDO, M. A.; BERNARDO, E. L.; POZZO, R. C. Proposta de balanço de nutrientes para uma propriedade rural típica da produção animal intensiva do Oeste de Santa Catarina. In: SIMPÓSIO DA CIÊNCIA DO AGRONEGÓCIO, 6. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2018.

SEGAT, J. C.; ALVES P. R.; BARETTA, D.; CARDOSO, E. J. Ecotoxicological evaluation of swine manure disposal on tropical soils in Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 122, p. 91-97, June 2015. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2015.07.017.

SILVA, D. M. **Biota do solo em pastagens sobre aplicação sucessiva de dejetos suínos**. 2015. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

VAN GESTEL, C. A. M.; VAN STRAALLEN, N. M. Ecotoxicological test systems for terrestrial invertebrates. In: M. H. DONKER, M. H.; EIJSACKERS, H.; HEIMBACH, F. (Ed.) **Ecotoxicology of Soil Organisms**. Boca Raton: CRC Press, 1994. p. 205-229.



Foto: Eduardo Lando Bernardo

Capítulo 8

Resultados do monitoramento hidrológico
e da qualidade da água na sub-bacia
hidrográfica do lajeado Fragosos

Gerson Conceição
Guilherme Xavier de Miranda Junior

Introdução

De acordo com Fitz (2008), o uso das unidades hidrológicas bacia e sub-bacia ajustam-se perfeitamente à sistemática de gestão dos recursos naturais. A integração existente entre o ambiente terrestre e todo o percurso de captação e drenagem da água remete à importância de utilização de unidades hidrológicas como unidade de gestão do ecossistema (Odum; Barrett, 2007).

O monitoramento hidrometeorológico de bacia e sub-bacia hidrográfica é uma prática comum dentro da hidrologia, cujo principal objeto é estudar a água na Terra, sua ocorrência, circulação e distribuição, suas propriedades físicas e químicas e sua relação com o meio ambiente. Por sua vez, a hidrometria é a área da hidrologia que mede e analisa as características físicas e químicas da água, incluindo métodos, técnicas e instrumentação utilizados em hidrologia, permitindo o acompanhamento das condições de bacias hidrográficas de interesse, bem como estabelecer relações entre a realidade hídrica e ambiental da bacia (Kobiyama, 2011).

A sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos (SBHLF) vem, desde o início do ano 2000, sendo monitorada com diferentes abordagens e finalidades. Projetos conduzidos pela Embrapa Suínos e Aves, Epagri e a Universidade do Contestado vêm realizando campanhas para análise da qualidade da água do lajeado Fragosos e seus afluentes. Por sua vez, a Usina Hidrelétrica Itá (UHE Itá), cumprindo o que prevê as exigências do seu licenciamento de operação junto ao Ibama, também realiza campanhas mensais desde o ano de 2004, monitorando vários aspectos do seu reservatório e tributários, como é o caso do lajeado Fragosos. Os monitoramentos realizados apresentam informações que permitem melhor avaliar as alterações na qualidade da água e os seus impactos sobre o ecossistema aquático, bem como estabelecer uma relação entre a pressão decorrente das atividades antrópicas desenvolvidas na bacia e as alterações no regime hídrico e da qualidade da água (Oliveira et al., 2016).

O monitoramento hidrológico descrito neste capítulo, além dos dados de monitoramentos anteriores, acrescenta as informações obtidas por meio do projeto, coordenado pela Embrapa Suínos e Aves, Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve). As ações de monitoramento

desse projeto foram realizadas nos anos de 2016 e 2017, tendo acompanhado com periodicidade mensal vários parâmetros biológicos, físicos e químicos, entre os quais o nitrogênio e o fósforo relacionados à qualidade da água do lajeado Fragosos. Além disso, o monitoramento empregou instrumentos e técnicas de medições hidrológicas mais avançadas dos que as empregadas nos monitoramentos anteriores, tais como equipamentos sônicos, sondas multiparâmetros e estações hidrológicas automáticas, permitindo assim informações com escala temporal da ordem de horas e minutos.

Por sua vez, a escolha da SBHLF para a realização do estudo se deve ao fato de a mesma ser representativa do meio ambiente rural da região oeste catarinense, ou seja, território de topografia montanhosa, predomínio de pequenas propriedades rurais familiares e grande concentração de criações de suínos, frangos de corte e bovinos especializados na produção leiteira. Nesse contexto, o trabalho de monitoramento teve como foco central a questão da poluição dos recursos hídricos por dejetos de animais, principalmente de suínos.

Entre os principais resultados obtidos, destaca-se a calibração da curva-chave e o aprofundamento do entendimento da dinâmica do fósforo e do nitrogênio no âmbito da SBHLF, informações que se revelam essenciais para a gestão mais sustentável desse ecossistema.

Área de estudo

A SBHLF está inserida na bacia hidrográfica do rio Jacutinga e localizada no município de Concórdia, no oeste do estado de Santa Catarina, Brasil, entre as coordenadas geográficas 27°15'41,86"S e 27°12'31,95"S e 52°12'23,48"W e 52°1'47,79"W. A área de drenagem até a seção jusante é de aproximadamente 59 km² (Figura 1). O comprimento do rio principal é de 25,65 km, com uma variação de altitude em relação ao nível do mar entre 862 m e 332 m, apresentando uma declividade média de 23%. Na foz da bacia, há a conexão direta com o reservatório da Usina Hidrelétrica Itá (UHE Itá).

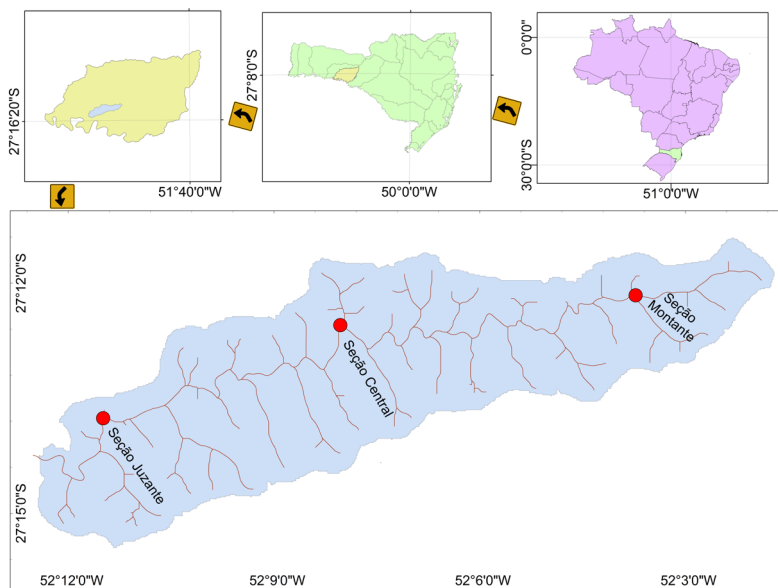


Figura 1. Localização das seções de monitoramento a montante, central e jusante na SBHLF.

Os dados climáticos da bacia

Os dados climáticos e análises hidrológicas para a SBHLF (Tabela 1) foram obtidos na estação meteorológica de referência, instalada no município de Concórdia, nas dependências da Embrapa Suínos e Aves (27°18'48.95"S e 51°59'34.39"W, localizada à cerca de 15 km da SBHLF, com série histórica de 30 anos de dados. Nesta análise, é possível verificar que as temperaturas máximas alcançam 30 °C no mês de janeiro e as mínimas 8,6 °C no mês de julho, com precipitações mais elevadas na primavera no mês de outubro, alcançando valores de cerca de 200 mm.

Tabela 1. Análise estatística dos dados climáticos obtidos na estação meteorológica de referência, instalada no município de Concórdia (27°18'48.95"S e 51°59'34.39"W, com série histórica de 31 anos de dados (1987-2018).

Variáveis	Mês											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Média da temperatura máxima no mês (T_MAX)	30,0	30,1	28,8	26,0	21,3	19,8	20,3	22,9	23,7	25,9	27,9	29,5
Média da temperatura mínima no mês (T_MIN)	18,1	18,2	16,8	14,4	10,7	9,6	8,6	10,0	11,5	14,3	15,3	17,3
Média da umidade relativa no mês (HMD)	0,8	0,8	0,8	0,9	0,9	0,7	-	0,6	0,8	0,8	0,8	0,8
Radiação solar média diária por mês (SLR)	21,1	19,6	17,5	14,0	10,2	8,8	10,0	12,8	14,5	17,3	21,0	21,2
Velocidade média mensal do vento (WND)	1,6	1,5	1,5	1,4	1,4	1,3	1,3	1,4	1,6	1,6	1,6	1,6
Precipitação média no período (PCPMM)	167,1	143,0	139,7	143,3	133,8	154,8	124,7	111,6	163,3	198,6	129,3	170,3
Desvio padrão da temperatura máxima (T_MAXSTD)	2,7	2,7	3,1	3,8	3,9	4,5	4,9	5,4	5,2	3,9	3,4	3,2
Desvio padrão da temperatura mínima (T_MINSTD)	2,0	2,0	2,4	3,4	3,7	4,0	4,2	4,1	4,0	2,9	2,9	2,5
Desvio padrão da umidade relativa (HMDSTD)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Desvio padrão da radiação solar (SLRSTD)	6,4	6,1	5,7	5,2	4,5	4,1	4,4	5,3	7,1	7,7	7,8	7,6
Desvio padrão da velocidade do vento (WNDSTD)	0,6	0,6	0,6	0,6	0,8	0,8	0,8	0,7	0,9	0,8	0,7	0,7
Desvio padrão da precipitação (PCPSTD)	11,5	9,6	9,7	11,3	10,0	11,4	9,4	8,4	11,0	12,9	8,9	10,1
Coefficiente de deformidade da precipitação diária mensal (PCPSKW)	2,9	2,6	2,7	3,0	3,3	3,1	3,0	3,2	2,7	2,4	2,5	2,4
Probabilidade de ocorrência de um dia seco seguido de um dia chuvoso (PR_W1)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,6	0,6	0,5	0,4	0,4	0,4	0,3	0,4
Probabilidade de ocorrência de dois dias secos consecutivos (PR_W2)	0,7	0,7	0,6	0,5	0,6	0,7	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,5

Série histórica de precipitação na SBHLF

No período compreendido entre os anos de 1987 e 2018, constata-se considerável variação no volume de precipitação, chamando atenção os anos de 1988, que apresentou os menores valores acumulados (1.242 mm), e de 2015, com os maiores volumes precipitados (2.777 mm) (Figura 2).

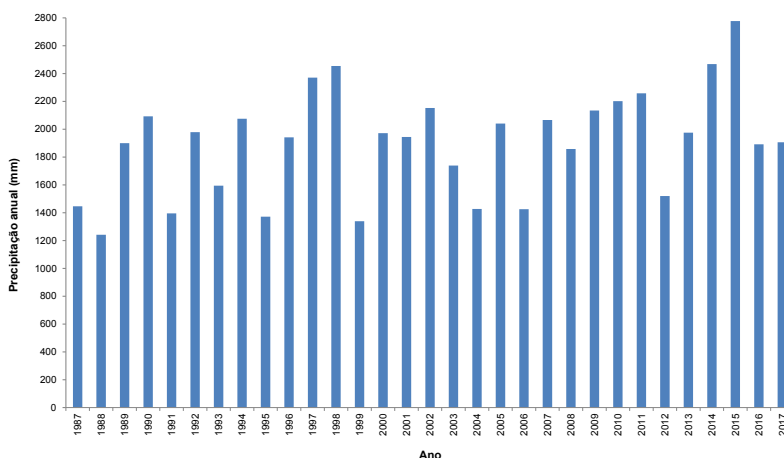


Figura 2. Volume de precipitação na estação instalada na SBHLF e adjacências entre o período de 1987 a 2018.

O volume de chuva média mensal registrada pelas estações hidrológicas no período de 1987 a 2018 foi de 1.895 mm (Figura 3). Verifica-se que não há estação seca definida, entretanto, os maiores volumes aconteceram nos meses da primavera e verão. A primavera foi caracterizada como a estação mais chuvosa, seguida pelo verão, outono e inverno, respectivamente.

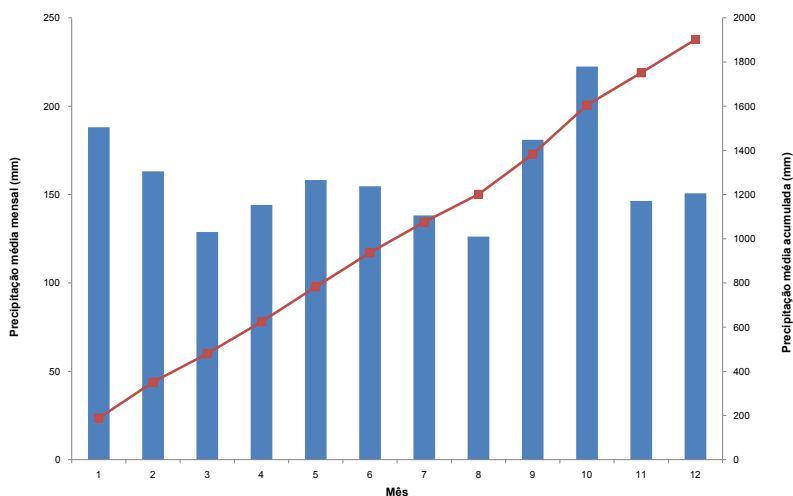


Figura 3. Volume de precipitação média mensal e acumulada anual registrado nas estações instaladas na SBHLF e adjacências entre os anos de 1987 e 2018.

Instalação de sonda multiparâmetros e campanhas de coletas dos dados hidrológicos na SBHLF

Durante a vigência do projeto SA-SuAve, foram instaladas próximo à Foz da SBHLF três réguas linimétricas para medição da cota do rio em dois horários específicos (7h e 17h através de leitorista), uma plataforma automática de coleta de dados hidrometeorológicos (PCD's), com medição em intervalo de 15 minutos do nível do rio e de chuva e uma sonda paramétrica de qualidade de água para a medição contínua de sedimento (Figura 4).

O local de monitoramento foi definido com base nas características fisiográficas da bacia hidrográfica e em um ponto do rio que não houvesse influência de remanso do reservatório da UHE ITÁ, que se encontra na foz da SBHLF, bem como pela existência de pessoas nas proximidades que pudessem atuar como observadores (leitoristas) das réguas linimétricas.

No período de 2010 a 2018, as vazões no lajeado Fragosos foram monitoradas de forma contínua, na foz da bacia, pelo projeto Agricultura Familiar e Meio Ambiente no Território do Alto Uruguai Catarinense (2010 a 2012), pela empresa Epagri/Ciram (2012 a 2014) e pelo projeto SA-SuAve (2015 a 2018) (Figura 5).



Figura 4. Régua linimétrica e sonda paramétrica (A) e estação hidrológica automática (B).



Figura 5. Medições de vazões com equipamentos acústicos e coleta de sedimentos no lajeado Fragosos.

As campanhas de coleta de dados de sedimentos, durante os anos de 2016 e 2017, ocorreram simultaneamente através de:

- coleta mensal;
- coleta contínua com a instalação de sonda paramétrica a partir do mês de julho de 2016 com medição de turbidez e conversão para sedimentos suspensos através de curva-chave.

Também foram utilizados dados de campanhas realizadas nos anos de 2010 e 2011 por meio do projeto Agricultura Familiar e Meio Ambiente no Território do Alto Uruguai Catarinense, tendo sido coletadas amostras em 22 eventos de cheia e 14 amostras na vazão de base. Também foram utilizadas as campanhas mensais de qualidade da água realizada pela UHE Itá entre 2002 a 2017, totalizando 200 coletas.

Os parâmetros de monitoramento da qualidade da água foram: temperatura do ar (°C), temperatura da água (°C), nitrato (mg/L), nitrito (mg/L), nitrogênio amoniacal (mg/L), orto-fosfato, fósforo total, turbidez (FTU), sólidos suspensos (mg/L), sólidos dissolvidos (mg/L). As variáveis físico-químicas analisadas seguiram a metodologia do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (Standard..., 2005).

Monitoramento hidrológico e sedimentométrico

Série histórica de descarga líquida

A descarga líquida foi determinada para a seção de medição hidrológica na foz da SBHLF através da curva-chave cota-vazão, conforme Figura 6.

Esta curva-chave foi gerada a partir de várias medições de descarga líquida em períodos de vazões elevadas e de estiagem, relacionando-as com as cotas obtidas na régua linimétrica no exato momento das medições.

O coeficiente de correlação R^2 de 0,99 obtido para a curva-chave (Figura 6) mostra uma aderência significava entre a cota e a vazão para este rio.

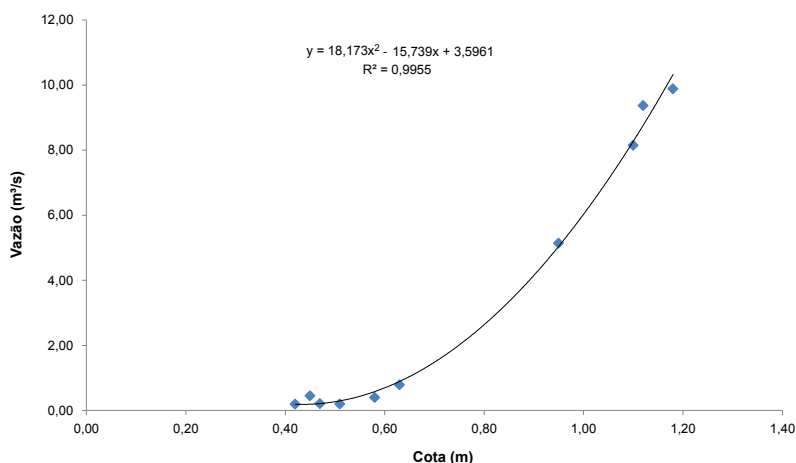


Figura 6. Curva de regressão entre a cota e a vazão para o lajeado Fragosos.

A vazão média anual na foz do lajeado Fragosos foi de 1,22 m³/s entre o período de 2010 e 2018. A vazão máxima ocorreu em 14 de julho de 2015 e foi de 44,94 m³/s e a vazão mínima foi de 0,03 m³/s ocorrida em abril e maio de 2015 e março e maio de 2018.

Observa-se na Figura 7 uma forte correlação entre as variáveis de precipitação e descarga líquida. Além disso, devido ao tamanho reduzido da sub-bacia hidrográfica (59 km²), fica evidente a rápida variação de descarga líquida após os eventos de precipitação. Essa característica confere à sub-bacia hidrográfica um baixo tempo de concentração, na ordem de 3,8 horas, e pode ser um problema em caso de eventos extremos, principalmente, se considerarmos o relevo inclinado e a proximidade do reservatório da UHE Itá que, em caso de estiagens, torna a capacidade de drenagem do exutório da bacia dependente do remanso provocado pelas variações lentas das cotas do lago e, em caso de vazões elevadas, há o represamento, provocando a saída do curso d'água da calha do rio.

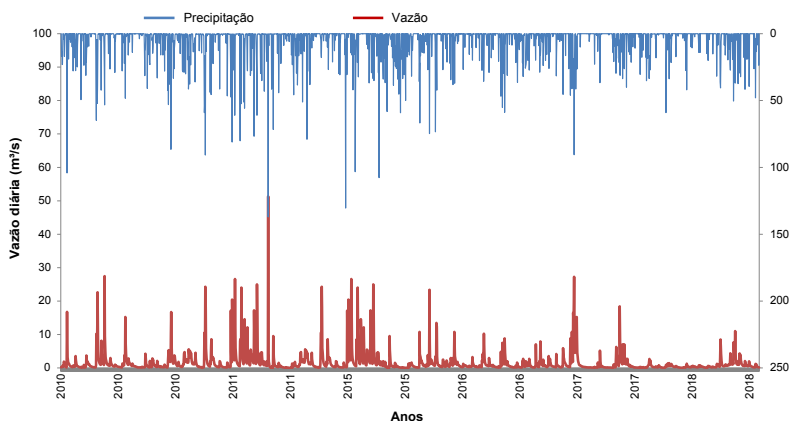


Figura 7. Pluviograma e fluviograma obtido para a foz da SBHL durante os períodos de 2010 a 2011 e de 2015 a 2018.

Curva de permanência das vazões entre o período de 2010 e 2011 e entre 2015 a 2018 do lajeado Fragosos

A curva de permanência da SBHLF (Figura 8) foi obtida a partir das descargas líquidas diárias obtidas entre 2010 a 2011 e entre 2015 a 2018. No caso da SBHLF, as descargas líquidas constatadas foram as seguintes: $Q_{95} = 0,114 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{90} = 0,156 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{50} = 0,640 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{10} = 3,620 \text{ m}^3/\text{s}$ e $Q_5 = 5,976 \text{ m}^3/\text{s}$.

De acordo com Searcy (1963), a presença de declividades fortes nas curvas de permanência denota o fluxo altamente variável, com predominância de escoamento direto, enquanto declividades menores revelam a presença de armazenamento de água na superfície ou no aquífero da bacia, que tende a equalizar as vazões. A declividade da parte inferior da curva de permanência fornece informações quanto às características hidrogeológicas do aquífero da bacia em relação a sua capacidade de armazenamento. Uma declividade mais plana indica maior capacidade de armazenamento e uma declividade íngreme indica menor capacidade de armazenamento da bacia.

Franchini e Ferraresi (1988) analisaram as informações sobre as características de cursos d'água, por meio da curva de permanência, definindo que a sua forma pode caracterizar o comportamento de um curso d'água como regime

pluvial breve com período de seca, regime pluvial perene e regime fortemente torrencial perene. Conforme a classificação destes autores, a forma da curva de permanência da SBHLF tem um regime fortemente torrencial perene.

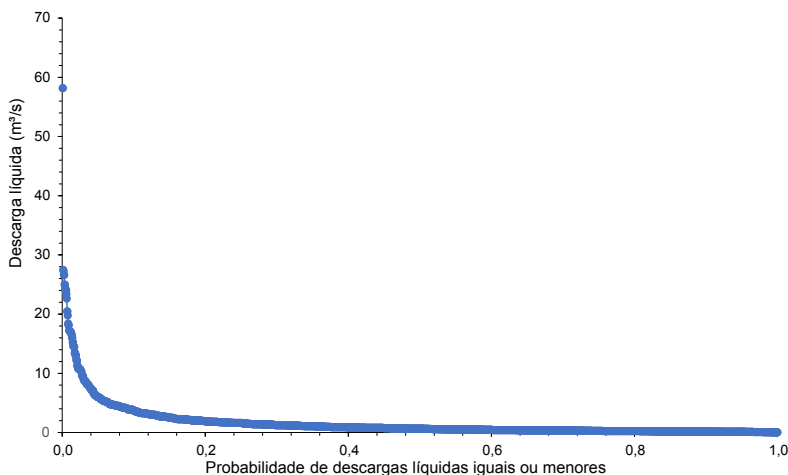


Figura 8. Curva de permanência da SBLF, obtida a partir de vazões diárias entre os períodos de 2010 a 2011 e de 2015 a 2018.

Na Figura 9, são apresentadas as vazões de permanência ocorridas para os anos de 2017 e 2018 e a curva de permanência da série histórica do lajeado Fragosos. Observa-se que entre os anos de 2017 e 2018 a curva de permanência de vazões ficou abaixo da série histórica, com a ocorrência de vazões menores para estes dois últimos anos de monitoramento, indicando que foram menos chuvosos, tendo ocorrido o predomínio de períodos de estiagens.

Os valores das descargas líquidas que comumente são utilizadas em projetos hidráulicos e em projetos ambientais se apresentaram: $Q_{95} = 0,09 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{90} = 0,11 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{50} = 0,42 \text{ m}^3/\text{s}$ e $Q_{10} = 2,24 \text{ m}^3/\text{s}$.

O ano de 2017 apresentou sete ondas de cheias que ultrapassaram $5 \text{ m}^3/\text{s}$, enquanto que o ano de 2018 apresentou seis ondas de cheias.

No ano de 2017, o período em que as vazões atingiram os maiores valores foram em maio ($27,27 \text{ m}^3/\text{s}$) e outubro ($18,41 \text{ m}^3/\text{s}$). Já em 2018, ocorreram nos meses de setembro ($11,01 \text{ m}^3/\text{s}$) e em outubro ($8,53 \text{ m}^3/\text{s}$).

O mês de outubro é o período em que a região apresenta as maiores intensidades de precipitação, o que provoca as ondas de cheias, o que pode ser atribuído à passagem de frentes frias e sistemas convectivos de mesoescala que provocam chuvas mais intensas na região de Concórdia (SC).

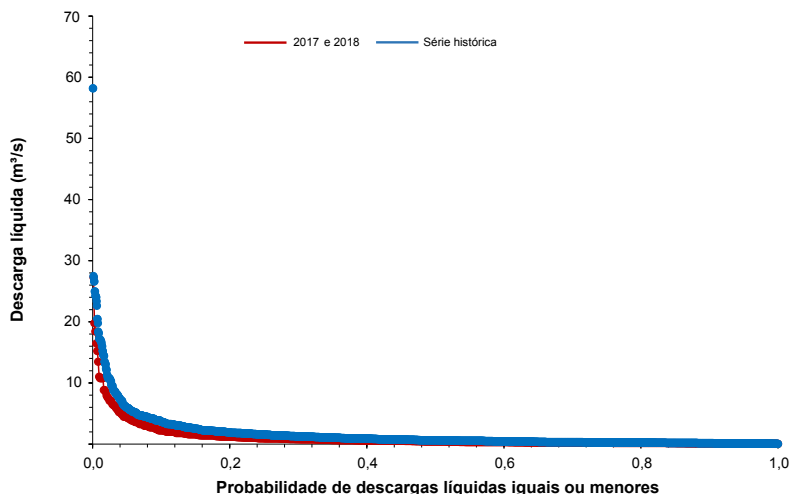


Figura 9. Curva de permanência os anos 2017-2018 e da série histórica da SBHLF, obtida a partir de vazões diárias.

Curva de regressão entre sólido suspenso e turbidez

Utilizando os dados de monitoramento hidrológico de qualidade da água analisados em laboratório, foi possível estabelecer a curva de regressão entre a turbidez e sólidos suspensos (Figura 10).

Uma vez obtida a curva-chave de turbidez e sólidos suspensos, foi possível fazer a conversão da turbidez medida de forma horária pela sonda multiparamétrica e a concentração de sólidos suspensos totais (SST). Os dados de SST são provenientes de coletas pontuais de amostras de água na seção do lajeado Frágosos e posteriormente conduzidos ao laboratório para serem analisados. A concentração de SST (mg/L) foi transformada em carga (ton/dia) utilizando os valores de vazão calculada através da curva-chave (Figura 10).

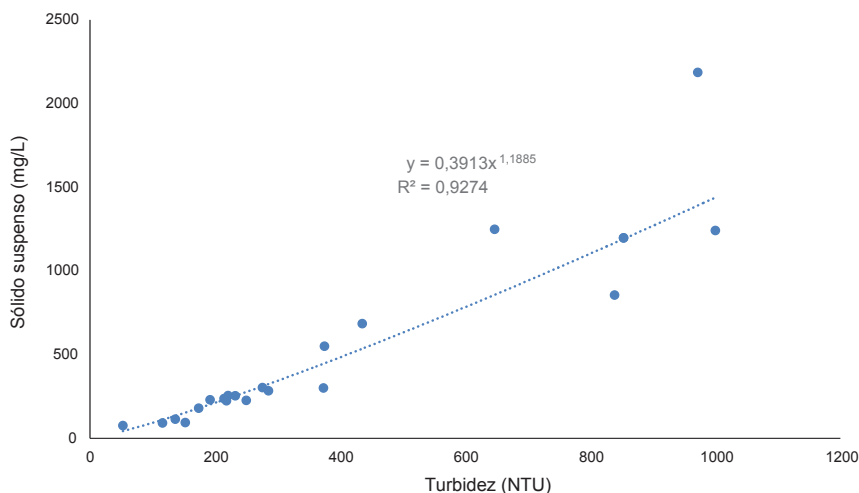


Figura 10. Curva de regressão entre sólido suspenso e turbidez para a SBHLF.

O monitoramento foi mantido de forma contínua, o que propiciou a construção de uma série temporal de dados de qualidade de água para a bacia em estudo.

Hidrograma dos sólidos transportados diários

O hidrograma é a representação gráfica da variação da vazão (Q) ao longo do tempo (t) em uma seção do curso d'água. Pode ser entendida como a resposta da bacia hidrográfica, em função de suas características fisiográficas que regem as relações entre chuva e escoamento superficial direto a uma dada precipitação e a contribuição de um aquífero.

O hidrograma da Figura 11 apresenta a evolução temporal dos dados de vazão líquida e dos sólidos transportados pela SBHLF, onde é possível verificar que na maioria das vezes a evolução das vazões acompanha um aumento do transporte de sedimentos.

Neste estudo, aprofundou-se o conhecimento sobre a dinâmica dos sedimentos na SBHLF, pois entre os anos de 2017 e 2018 foi realizado o monitoramento hidrossedimentológico automático em intervalo de tempo horário,

permitindo acompanhar simultaneamente a descarga líquida e de sedimento durante as várias ondas de cheias ocorridas nestes períodos.

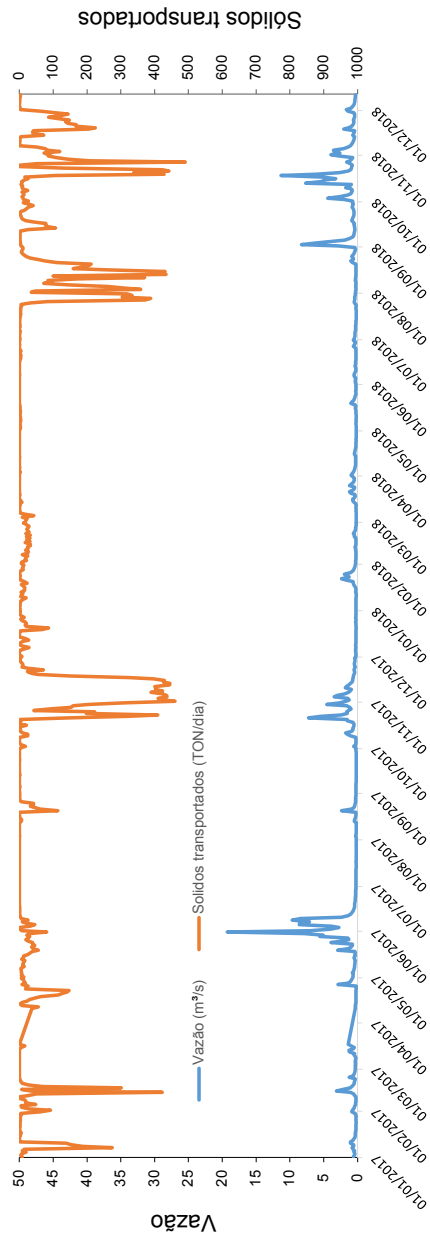


Figura 11. Representação gráfica do hidrograma da vazão e do sedimento para o período entre 2017 e 2018 na SBHIF.

Análise do monitoramento de nitrogênio (N) e fósforo (P)

O monitoramento sistemático da qualidade da água resulta em séries temporais de dados que permitem avaliar a evolução da qualidade do corpo aquático e conhecer as tendências de sua variação.

Utilizando esta base de dados, foi possível estruturar um banco de informações que permitiu a análise mensal da concentração de N e P, a carga de N e P e a vazão ao longo de uma série de 13 anos de monitoramento (2004 a 2017).

Análise da concentração de N e P

A representação da concentração de nitrogênio apresentada na Figura 12 foi obtida através do valor médio das coletas nas campanhas de monitoramento entre 2004 e 2017 (Consórcio Itá) e pelas coletas mensais realizadas entre 2016 e 2017 (SA-SuAve). É possível perceber que os valores de N obtidos em ambas as campanhas, Consórcio Itá e projeto SA-SuAve, ficaram abaixo dos padrões definidos pela legislação brasileira, Conama nº 357/2005, aos corpos d'água.

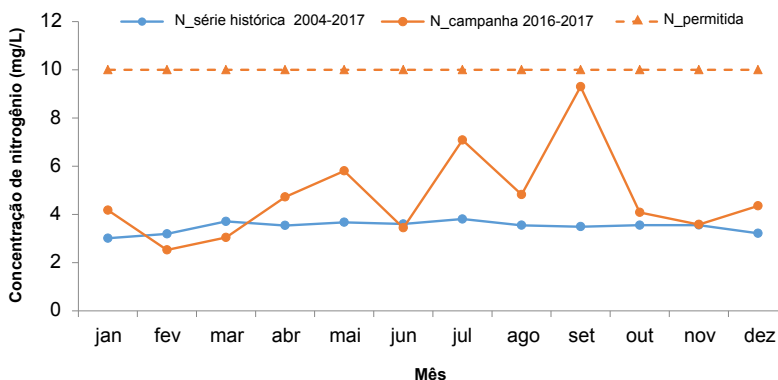


Figura 12. Concentração de nitrogênio obtida no lajeado Fragosos nas campanhas mensais de coletas de água, entre os anos de 2004 a 2017 (Consórcio Itá) e 2016 a 2017 (Embrapa).

O parágrafo terceiro da resolução Conama nº 357/2005 define que, para as águas doces superficiais de Classe 2, classe de enquadramento das águas do lajeado Fragosos, segundo resolução nº 91/2008 do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, em que o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 2,18 mg/L para ambientes lóticos na vazão de referência. Na ausência de qualquer fator restritivo, é definido que o nitrato deverá ser limitado pelo valor máximo de 10 mg/L.

No entanto, para a concentração de fósforo nas campanhas Consórcio Itá e em todos os meses ficaram acima da concentração permitida (Figura 13), com exceção do mês de outubro de 2017 na campanha Embrapa, que ficou abaixo.

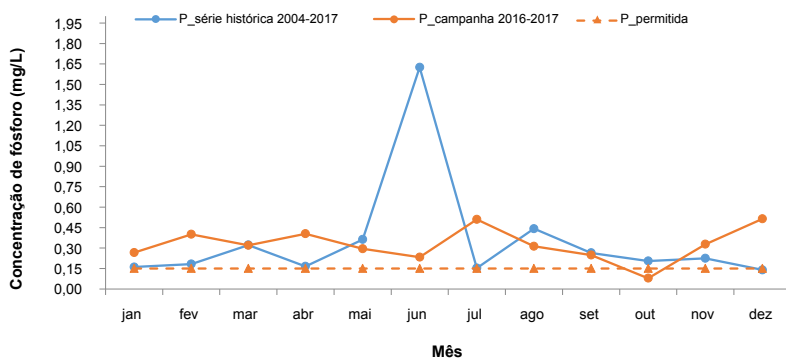


Figura 13. Concentração de fósforo obtido no lajeado Fragosos nas campanhas de coleta em 2016 a 2017 (Embrapa) e campanhas mensais entre os anos de 2004 a 2017 (Consórcio Itá).

Ao longo da campanha Embrapa, as concentrações apresentaram oscilação que variaram entre 0,08 mg/L a 0,51 mg/L. Em comparação com a série histórica, verifica-se uma pequena diferença entre os valores (0,002 mg/L a 0,374 mg/L) obtidos nas campanhas, com exceção, do mês de junho, que alcançou diferenças significativas de 1,39 mg/L. A carga de fósforo na campanha Embrapa, em relação à série histórica, apresentou-se superior na estação de verão, oscilando nas demais estações do ano, ficando meses acima e abaixo.

Análise das cargas de N e P

As cargas dos parâmetros da qualidade da água são influenciadas pelas condições hidrológicas, podendo assim variar ao longo do mês e ou ano devido à temperatura e à vazão do rio. Por isso, a análise isolada da concentração pode ser tendenciosa, pois, por exemplo, se a análise for feita em um dia que a vazão for alta, a concentração poderá ser diluída, fornecendo assim uma visão equivocada da condição atual do rio (Tucci, 2005). Considerando isso, o trabalho analisou a curva de permanência das cargas associando aspectos de qualidade e quantidade.

Análise da carga de nitrogênio (N)

Analisando a campanha da Embrapa 2016-2017 na Figura 14 para a carga diária e na Figura 15 para a carga mensal, verificamos que em todos os meses os valores da carga não ultrapassaram a carga permitida.

Na análise da carga de nitrogênio obtida no dia para a campanha Embrapa (Figura 14), em relação à série histórica, apresentou-se com valores inferiores na maioria dos meses, com exceção de fevereiro e junho, que ficou levemente superior.

Quando analisamos estas cargas como médias mensais (Figura 15), verificamos que os meses das estações de verão e outono ficaram com cargas superiores em relação à série histórica e nas estações de inverno e primavera ficaram na maioria dos meses inferior à série histórica. Isto pode estar associado à distribuição de precipitação durante a campanha Embrapa em relação à média obtida entre os anos de 2004 a 2017.

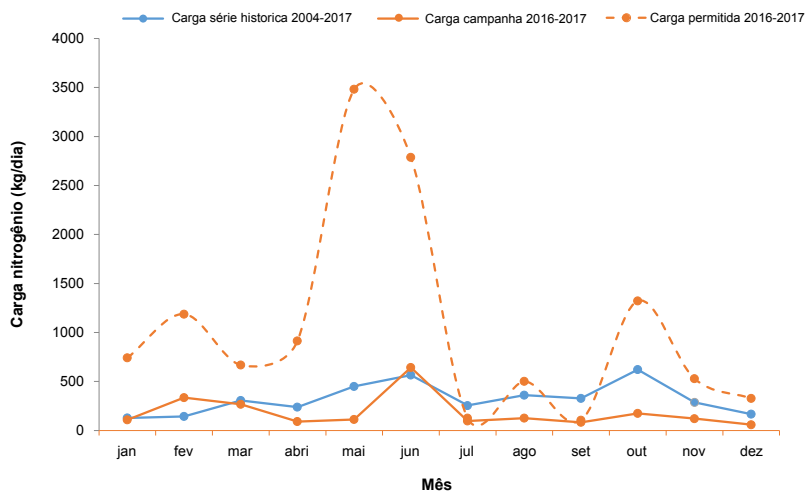


Figura 14. Carga de nitrogênio obtida no dia da campanha no lajeado Fragosos em 2016-2017 com a respectiva carga permitida para aquela campanha e o valor médio da série histórica entre os anos de 2004 a 2017.

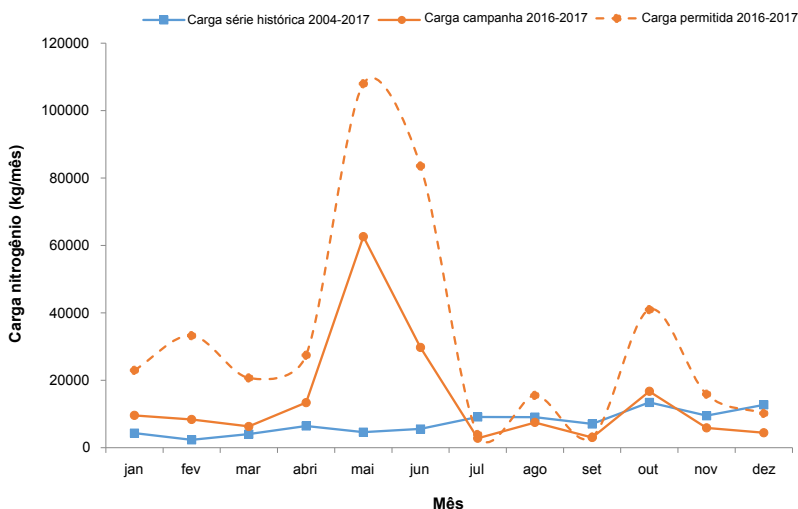


Figura 15. Carga de nitrogênio para o mês da campanha no lajeado Fragosos em 2016-2017 com a respectiva carga permitida para aquela campanha e o valor médio da série histórica entre os anos de 2004 a 2017.

Análise da carga de fósforo (P)

A análise da carga diária de fósforo obtida na campanha da Embrapa 2016 a 2017 na Figura 16 permite identificar que em oito amostragens nos diferentes meses de informações as cargas ficaram acima do permitido. Entretanto, quando analisamos em termos de médias mensais, verificamos que são dez meses os que ficam acima da carga permitida.

Quando comparamos os dados da Embrapa com a série histórica mensal na Figura 17, verificamos que na maioria dos meses coletados pela Embrapa os valores ficaram acima da série histórica, com exceção de setembro que ficou abaixo.

Também, verifica-se através da Figura 17 que os meses mais preocupantes foram entre fevereiro e julho, que apresentam valores de carga bem acima da série histórica. Já para os meses entre julho e dezembro, as cargas da campanha Embrapa ficaram mais próximas à série histórica. Isto pode estar associado aos valores significativos de precipitações, elevando as vazões e a produção de sedimentos carregados.

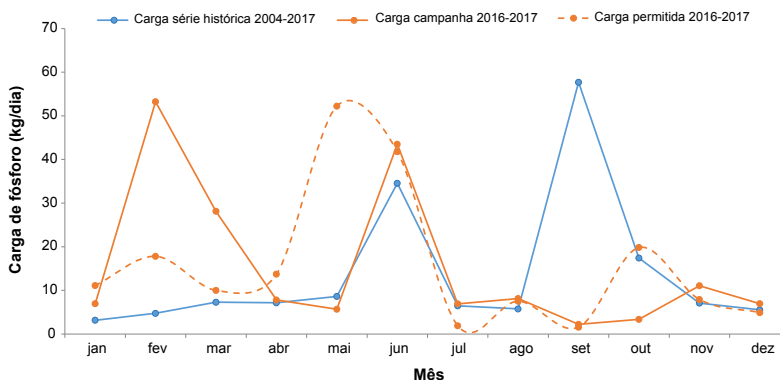


Figura 16. Carga de fósforo para o dia da campanha no lajeado Fragosos em 2016-2017 com a respectiva carga permitida para aquela campanha e o valor médio da série histórica entre os anos de 2004 a 2017.

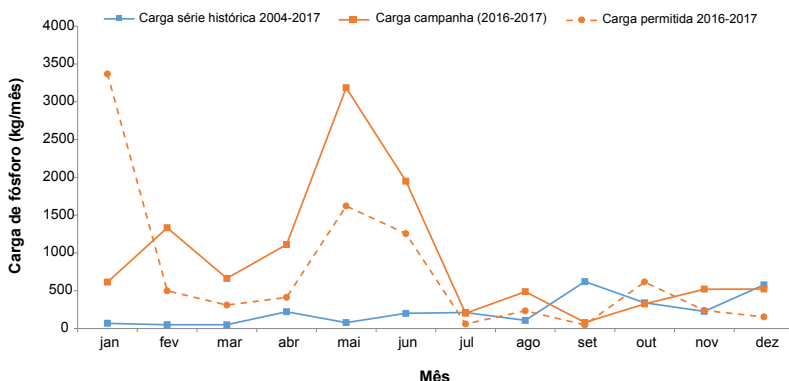


Figura 17. Carga de fósforo para o mês da campanha no lajeado Fragosos em 2016-2017 com a respectiva carga permitida para aquela campanha e o valor médio da série histórica entre os anos de 2004 a 2017.

A carga média exportada de nitrogênio durante o período da campanha da Embrapa resultou em 170,27 toneladas, enquanto que a de fósforo foi de 10,98 toneladas. Para as campanhas Consórcio Itá, o total médio de carga de nitrogênio resultou em 88,16 toneladas e para o fósforo foi de 2,74 toneladas. Estes resultados mostram que durante a campanha realizada pelo projeto SA-SuAve os valores obtidos ficaram bem acima dos valores médios exportados da campanha Consórcio Itá.

Curvas de permanência de vazão e de qualidade de água para o fósforo

A elaboração das curvas de permanência de quantidade da água (vazão) atrelada à de qualidade (nutrientes) foi similar à abordagem feita por Cunha et al. (2012), tendo servido de referência para avaliação da qualidade da água, considerando-se Resolução Conama nº 91/2008, em seu artigo 15, segundo a qual nos corpos de água superficiais ainda não enquadrados pode ser adotada a Classe 2 como referência.

As curvas de permanência foram elaboradas a partir da carga de fósforo, pois se identificou que a concentração para este nutriente ficou superior à curva permitida, conforme estabelecido pelo Conama nº 357/2005 para o lajeado Fragosos. Para isso, foi preciso multiplicar a concentração do parâmetro (C)

pela sua vazão (Q_{med}), número de dias e por um fator para mudança de unidade, segundo a equação a seguir:

$$C_{Observada}(kg \cdot m\acute{e}s^{-1}) = Q_{med} (m^3 \cdot s^{-1}) * C (mg \cdot L^{-1}) * 86,4 * Dias$$

Como a vazão (Q_{med}) é monitorada por dia, foi utilizada a sua média do mês analisado para que possamos ter a dimensão da carga mensal exportada na bacia.

A carga permitida ($C_{permitida}$) pela legislação, segundo o enquadramento Conama nº 357/2005, foi calculada pela equação abaixo. Entretanto, foi utilizada a concentração estabelecida pelo enquadramento (C_{enq}) ao fósforo.

$$C_{permitida}(kg \cdot m\acute{e}s^{-1}) = Q_{med} (m^3 \cdot s^{-1}) * C_{enq} (mg \cdot L^{-1}) * 86,4 * Dias$$

Calculadas as cargas de nutrientes, foram elaboradas as curvas de permanência da seguinte forma: as vazões e suas cargas correspondentes foram ordenadas de forma decrescente em relação à vazão. Para cada vazão, foi relacionado um valor “m” de ordem de posição de plotagem empírica, e a probabilidade de excedência de cada vazão foi calculada pela equação, sendo “n” o número total da série, segundo a equação a seguir:

$$Frequ\^encia\ de\ exced\^encia = \frac{m}{(n + 1)}$$

A curva de permanência de vazão para carga de fósforo foi elaborada ordenando os valores de vazão de forma decrescente, mantendo suas cargas correspondentes associadas à frequência de excedência.

Na Figura 18, é mostrado que o enquadramento não foi cumprido em nove vezes durante o período avaliado. Esperava-se que a carga observada mantivesse a mesma distribuição, tanto da vazão ordenada quanto da carga permitida, no entanto várias vezes foi superada.

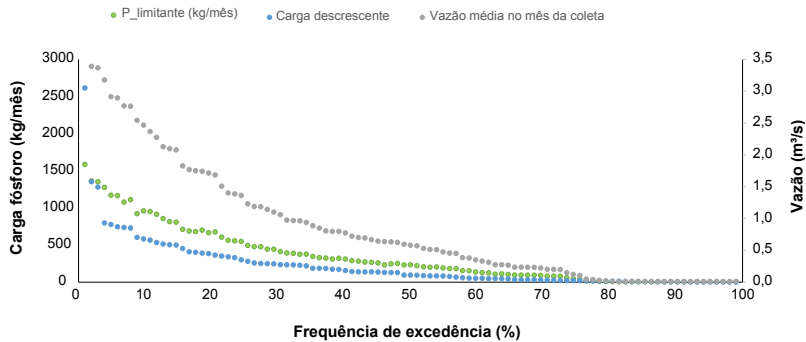


Figura 18. Curva de permanência de vazão para a carga de fósforo no lajeado Fragosos durante o monitoramento entre os anos de 2004 a 2017.

A curva de permanência da Figura 19 representa um retrato da condição do rio, pois se constata que em diversos momentos a concentração de fósforo permitida fica acima do estabelecido pela legislação Conama nº 357/2005 para rios Classe 2.

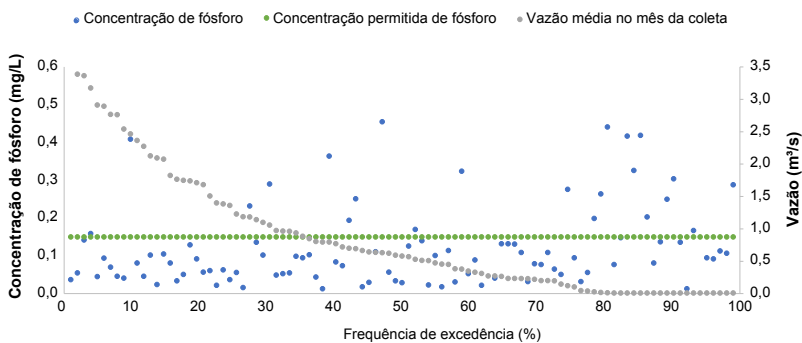


Figura 19. Curva de permanência de vazão para a concentração de fósforo.

Considerações finais sobre a SBHLF

O monitoramento conjunto da precipitação e da descarga líquida em intervalo de tempo de 15 minutos permitiu identificar a resposta da vazão em termos do volume de chuva precipitado, cuja dinâmica temporal da bacia em termos do tempo de concentração foi em torno de 3,8 horas na SBHLF. Estes resultados permitem realizar a calibração de modelos hidrológicos chuva-vazão para estudos de cenários através desta série de dados.

As informações sobre as características do curso d'água, por meio da curva de permanência, permitiu caracterizar que o comportamento do lajeado Fragosos apresenta um regime fortemente torrencial perene.

Os meses de setembro e outubro são considerados críticos para o transporte de carga de nitrogênio e fósforo, pois são períodos em que a região apresenta as maiores vazões devido às intensidades elevadas de precipitação, que podem ser atribuídas à passagem de frentes frias e sistemas convectivos de mesoescala que provocam chuvas mais intensas na região de Concórdia.

A curva de permanência da vazão para analisar a carga de fósforo exportada mostrou que pode ser uma boa ferramenta para avaliar o excedente de fósforo que está sendo exportado pela SBHLF, principalmente durante as ondas de cheias.

Referências

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. p. 58-63. Alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 91, de 5 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 6 fev. 2009. Disponível em: <http://www.cnrh.gov.br/resolucoes/820-resolucao-n-91-de-5-de-novembro-de-2008/file>. Acesso em: 20 fev. 2020.

CONCEIÇÃO, G. **Risco de degradação de águas superficiais em bacias hidrográficas com suinocultura intensiva**. 2013. 212 f. Tese (Doutorado) - Curso Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; MENDIONDO, E. M. Integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade da água como uma ferramenta para a gestão eficiente dos recursos hídricos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 4, p.369-376, Out/Dez. 2012.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

FRANCHINI, M.; FERRARESI, M. Analisi regionale dei deflussi di magra tramite le curve de durata. In: CONVEGNO DI IDRAULICA E COSTRUZIONI IDRAULICHE, 21., 1988, L'Àquila. **Proceeding...** L'Àquila: Maggioli Editore, 1988. p. 139-149.

KOBIYAMA, M. **Curso de capacitação em hidrologia e hidrometria para conservação de mananciais**. 3ª ed.- Florianópolis: UFSC/CTC/ENS/LabHidro, 2011. 242 p.

ODUM, E.; BARRETT, G. W. Ecologia da paisagem. In: ODUM, E.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Thomson Learning, 2007. p. 374-411.

OLIVEIRA, R. de; MAGRI, J. L.; COLLET, D.; SOUZA, S. L. de; CADORE, A. G. de S.; SOARES, F. S.; LONCECK, C.; MINELLA, G.; MARTINS, A.; AMARAL, D. de S.; LUZ, C. C. S. da; CARDOSO, G. F. M. (Coord.). **Usina Hidrelétrica Itá: relatório para processo renovação da LO nº 68/99 (2º renovação)**. Itá: Consórcio Itá, 2016. 264 p. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas/Ita/Usina_Hidreletrica_Ita_Relatorio.pdf>. Acesso em: 19 set. 2019.

SEARCY, J. K. **Flow-duration curves: manual of hydrology: part 2. low flow techniques**. Washington, DC: US. Gov. Pr. Office, 1963. (Geological survey water supply paper, 1542/A).

STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association, c2005.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2ª. ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 2005.



Foto: Alexandre Matthiensen

Capítulo 9

Diagnóstico ambiental do lajeado
Clarimundo e lajeado Fragosos
Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

Alexandre Matthiensen
Luiz Antônio Calvi Junior
William Michelin
Helga Cristina Fuhrmann Dinnebier
Rosemari Martini
Andressa Garbossa

Introdução

Bacias hidrográficas (BH) são sistemas socioecológicos complexos. Elas refletem as interações entre os seres humanos e seu ambiente, bem como seus múltiplos interesses e atividades (Agol, 2015). O manejo sustentável das bacias hidrográficas necessita de uma abordagem integrada, que requer um equilíbrio entre equidade social, eficiência econômica e sustentabilidade ambiental. As medidas ambientais de controle necessárias para uma bacia hidrográfica dependem muito das características das fontes de água e do uso e ocupação de sua bacia de captação associada. Dentro de uma bacia hidrográfica, a qualidade da água é o indicador-chave para a saúde de um sistema fluvial ou subterrâneo.

A Região Oeste de Santa Catarina é conhecida pela suinocultura industrial (tecnificada), com grande participação de agricultores familiares integrados a empresas e cooperativas agroindustriais (Miele et al., 2011). Apesar do padrão de excelência da produção suinícola regional, há inúmeras questões ambientais relacionadas à cadeia que ainda necessitam de soluções. A intensificação da produção é consequência do modelo de produção vigente. A alocação de um grande número de animais em regime de confinamento, em grande proximidade uns com os outros, pode trazer um aumento do risco da emergência de patógenos, além do desenvolvimento e transmissão de resistência a antibióticos (Dufour et al., 2012). Em decorrência disso, há a geração de um grande volume de dejetos que necessitam de uma destinação. A aplicação dos dejetos animais na condição de fertilizantes do solo tem sido a principal forma de reciclagem desses resíduos, especialmente nas regiões de criações intensivas, como ocorre no Sul do Brasil. Na prática, abordagens padronizadas normalmente são aplicadas para todos os casos, ao invés de avaliações customizadas para cada sistema (World Health Organization, 2011).

Os programas de monitoramento e diagnóstico ambientais contribuem para detectar o estado alterado de um ecossistema, e fornecem informações que auxiliam a identificar os meios pelos quais as abordagens de manejo existentes possam ser realizadas de maneira mais sustentável (Gardner, 2015). Dessa forma, a busca por indicadores ambientais que permitam suas mensurações ao longo do tempo é imprescindível para que se possa subsidiar a

tomada das decisões visando melhorias nos resultados sociais e ambientais (IBGE, 2015).

O acesso à água de qualidade para os diversos usos é importante tanto para questões de desenvolvimento econômico quanto de saúde pública, em nível nacional, regional e local. Não menos importante, o destino de boa parte da biodiversidade mundial depende da habilidade de melhorar o manejo dos ecossistemas que já foram e/ou estão sendo alterados pelas atividades humanas.

Os resultados apresentados nos próximos três capítulos fazem parte do diagnóstico da qualidade da água e da biodiversidade do projeto Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve). Os dados apresentados foram fundamentados na busca de indicadores, passíveis de serem quantificados e comparados em relação à pressão ambiental exercida pelas criações de animais intensivas sobre os recursos hídricos de uma microbacia hidrográfica, bem como sua consequência na sub-bacia correspondente. Apesar de indicadores refletirem apenas parcialmente a realidade, eles são uma parte necessária da informação utilizada para entender o que ocorre ao nosso redor e fazer planos para o futuro. Indicadores não garantem resultados, mas os resultados desejáveis são improváveis de acontecer sem o conhecimento dos indicadores adequados (Latawiec; Agol, 2015).

Materiais e métodos

Área de estudo

A sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos (SBHLF) pertence à BH do rio Jacutinga, na Região Hidrográfica 3, que é composta pela BH do rio Jacutinga e Contíguos e BH do rio do Peixe. Localiza-se totalmente no município de Concórdia e tem uma área de drenagem de 61,54 km², correspondendo a 7,62% do município. Geologicamente, o levantamento feito pelo Inventário das Terras em Microbacias Hidrográficas (Tassinari et al., 2009) descreve a presença de Cambissolo Terra Bruna-Roxa Estruturada, Terra Roxa Estruturada e Solos Litólicos.

O lajeado Fragosos desemboca diretamente no rio Jacutinga, próximo à comunidade de Engenho Velho, e tem parte de sua foz inundada pela formação do lago da Barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) Itá. A extensão total do rio principal é de cerca de 25 km, com declividade média de 23,5% e tempo médio de retenção hidráulica de 5h25. A bacia principal do lajeado Fragosos é composta por diversos pequenos afluentes, formando muitas microbacias de áreas reduzidas.

O estudo foi realizado na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC), que está inserido na sub-bacia do lajeado Fragosos. Essa microbacia tem uma área de 233,9 ha, sendo 1,84 ha de água, equivalente a 0,8% da área total. A atividade predominante é agropecuária, com 25 propriedades, prevalecendo a suinocultura (6.412 animais), seguido de bovinocultura (320 animais). Mais detalhes da microbacia, referente à localização, ocupação, uso do solo e antropização, estão descritos no Capítulo 2.

Plano de amostragem

As análises apresentadas nos Capítulos 9, 10 e 11 seguiram o delineamento experimental que compreendeu cinco pontos amostrais na microbacia do Clarimundo e três pontos fora da microbacia (Figura 1).

Foram realizadas coletas de dados *in situ* e amostras de água em cada um dos pontos de amostragem entre setembro de 2016 e fevereiro de 2017. As coletas de dados e amostras foram realizadas mensalmente em oito locais de amostragens, conforme a Figura 1. Os pontos de 1 a 5 ficam dentro da microbacia do lajeado Clarimundo (27°12'17.18"S, 052°08'10.14"W, 27°12'16.58"S, 052°08'06.46"W, 27°12'37.71"S, 052°08'08.83"W, 27°12'41.66"S, 052°08'02.67"W, 27°12'60.14"S, 052°08'03.63"W, respectivamente), sendo o ponto de amostragem número 5 na sua foz, desaguardo no lajeado Fragosos. O ponto de amostragem número 6 (27°12'61.02"S, 052°08'04.46"W) está localizado à montante da foz do lajeado Clarimundo e o ponto 7 (27°12'59.05"S, 052°08'06.35"W) está à sua jusante. O ponto de amostragem número 8 (27°13'47.0"S, 052°11'06.5"W) fica na foz da SBHLF, contribuindo do rio Jacutinga, que deságua no rio Uruguai, divisa entre RS e SC.

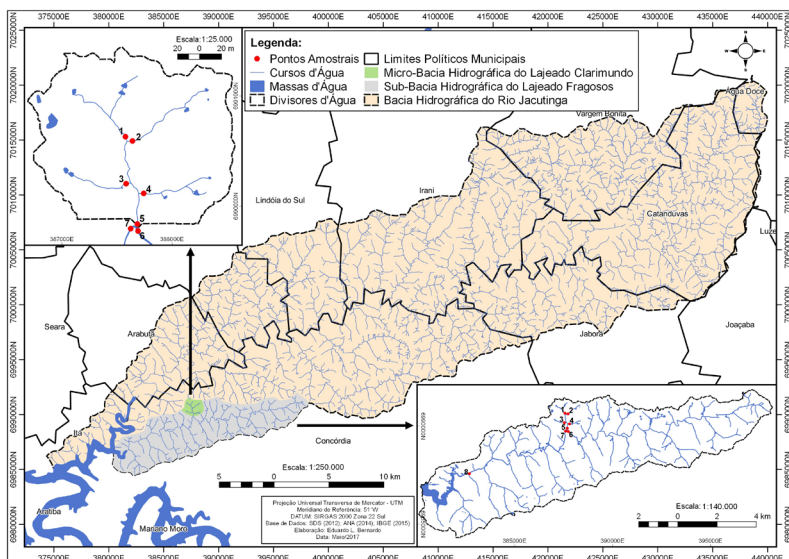


Figura 1. Mapa de indicação dos pontos de amostragens da BH do rio Jacutinga, com destaques para a sub-bacia do lajeado Frágosos e microbacia do lajeado Clarimundo.

Monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

As amostras de água coletadas foram levadas para o laboratório para realização de análises físico-químicas e microbiológicas, enquanto os demais parâmetros foram mensurados em campo, utilizando medidor multiparâmetro (HACH®, HQ40d). Em laboratório, foram analisadas a turbidez (turbidímetro, pela técnica de determinação nefelométrica) e as concentrações de N-nitrato, fósforo total (Standard..., 2005) e estimativa de *E. coli* pelo método rápido de contagem de colônias em placas (Petrifilm 3MTM), segundo Swanson et al. (2001).

Índice de qualidade das águas

O Índice de Qualidade das Águas (IQA) foi calculado pelo software IQADat, desenvolvido pelo Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais em parceria com o Departamento de Biologia e Farmácia, da Universidade de Santa Cruz do Sul. Os pesos relativos de cada parâmetro constituinte foram:

O.D. = 0,17; *E. coli* = 0,15; pH = 0,12; variação de temperatura = 0,10; conc. N-NO₃ = 0,10; conc. P total = 0,10; DBO = 0,10; turbidez = 0,08; SDT = 0,08 (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2017). A classificação das águas foi efetivada a partir da ponderação dos resultados do IQA em uma escala de 0 a 100, de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1. Classificação usada para o IQA.

Ponderação	Classificação	Coloração
0-25	Muito ruim	
26-50	Ruim	
51-70	Regular	
71-90	Bom	
91-100	Excelente	

Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2017).

Resultados e discussão

O último trimestre de 2016, correspondente ao período da primavera, foi marcado por chuvas irregulares e precipitações próximas ou ligeiramente abaixo da média no Oeste e Meio Oeste Catarinenses. A temperatura média foi um pouco mais elevada que a média histórica para a região, com valores entre 20 °C e 24 °C, e entre 14 °C e 18 °C nas regiões mais frias do Oeste (Trabaquini; Vieira, 2017). Dezembro de 2016 ficou marcado pela entrada de frentes frias acima da média, com um total de cinco frentes no mês. Com isso, a temperatura média da água no mês de dezembro (20,2 °C) ficou ligeiramente abaixo da média encontrada para o mês anterior, de novembro (20,8 °C).

Os meses correspondentes ao verão de 2017 (jan/fev/mar) apresentaram chuvas mal distribuídas no estado, com temperaturas ligeiramente mais elevadas que o normal. Teve influência de La Niña de fraca intensidade, com total de precipitação no trimestre acima dos 400 mm, porém, com médias mensais abaixo dos 130 mm (Rodrigues; Vieira, 2017). Março foi o mês que menos choveu no Oeste e Meio Oeste, com precipitação de 106 mm em Concórdia.

O período do outono de 2017 apresentou temperaturas ligeiramente mais quentes que o normal, e acumulado de chuvas entre 500 mm e 800 mm nas regiões Oeste e Meio Oeste. Sistemas de baixas pressões no Paraguai, com destaque para o período de 18 a 31 de maio, contribuíram para ocorrência de chuva frequente e elevada (Miranda Júnior.; Vieira, 2018). Maio foi o mês mais chuvoso do ano, com 434 mm de chuva medidos em Concórdia. Duas quedas de temperaturas em junho contribuíram para a ocorrência de neve no Planalto Sul e chuva congelada no Oeste e Meio Oeste.

Já o inverno de 2017 apresentou chuva abaixo do esperado, concentrando-se no mês de agosto. Os meses de julho e setembro tiveram pluviosidade total extremamente baixa, de 13 mm e 29 mm, respectivamente, bem inferior à média histórica. O inverno foi ligeiramente mais quente (2 °C a 3 °C acima da média normal para o trimestre) e as temperaturas chegaram a 35 °C no Oeste em alguns dias de setembro (Dortzbach; Vieira, 2018). Duas frentes frias (dias 13 e 20 de agosto) provocaram chuvas mais volumosas no Oeste, com totais de 40 mm/dia e 62 mm/dia, respectivamente, mensurados na estação agrometeorológica da Embrapa Suínos e Aves em Concórdia.

A Figura 2 mostra os gráficos de temperatura da água, pH e concentrações de sólidos dissolvidos totais (SDT) nos oito pontos de amostragem ao longo do período estudado. A média das temperaturas de inverno ficaram em torno de 15 °C, sendo que os meses com as menores mínimas foram setembro de 2016 e agosto de 2017 (13 °C). Os meses mais quentes foram janeiro e fevereiro, com média acima de 22 °C, e máximo de 23,7 °C em janeiro no ponto 8 (Figura 2a).

O pH tem influência direta nos ecossistemas aquáticos naturais, especialmente no que diz respeito aos efeitos sobre a fisiologia de várias espécies aquáticas. Durante boa parte do período estudado, o pH se manteve entre a neutralidade a levemente alcalino, oscilando dentro da faixa de 7,0 a 8,2. No período da primavera, foram observados os maiores valores, com poucos valores entre 8,5 a 9,5, e uma máxima de 10,2 em outubro de 2016 (Figura 2b). Em agosto e setembro de 2017, foram observados valores abaixo de 7,0, com valor mínimo de 6,6 no ponto 5.

Os sólidos dissolvidos totais em águas naturais são compostos de sais inorgânicos (principalmente cloreto de sódio, cálcio, magnésio e potássio) e pequenas quantidades de matéria orgânica que se encontram dissolvidas na água, por isso, relacionam-se diretamente com a condutividade da amostra de água. A concentração de SDT normalmente oscilou entre 40 mg/L e 160 mg/L durante o período estudado, com alguns pontos acima desse valor em agosto e setembro de 2017, porém não ultrapassando valores de 250 mg/L (Figura 2c). De acordo com a Resolução Conama nº 357 (Brasil, 2005), o valor máximo para SDT é de 500 mg/L para os rios de classes II e III.

O oxigênio dissolvido (OD) na água é um dos mais importantes parâmetros a ser monitorado em um curso d'água natural, pois participa do metabolismo microbiano na depuração das águas, promovendo a biodegradação da matéria orgânica (Paul; Morita, 1971). Em córregos e lajeados de regiões com declives acentuados, como é o caso da região do Alto Uruguai Catarinense, com presença de inúmeras corredeiras e pequenas cachoeiras naturais, a oxigenação acontece permanentemente durante o curso d'água. Este é um parâmetro positivo para a qualidade de água, uma vez que é um fator importante para a autodepuração. As concentrações de OD mensuradas nas águas dos lajeados Clarimundo e Fragosos alcançaram valores normalmente próximos à saturação em todo o período estudado. Não foram observados valores abaixo de 7,0 mg/L em todo o período, o que corresponde a um percentual de mais de 80% de saturação de OD.

Gráficos de caixa (*boxplot*) foram utilizados para a apresentação dos dados referentes à turbidez, concentrações de N-nitrato, fósforo total, *E. coli*. Tais parâmetros são apresentados comparando-se sua variação espacial e temporal. Esse tipo de gráfico é muito útil para apresentações de dados com alta variabilidade e concentração de informações, visto que favorece o limitado espaço de determinados formatos de publicações. Com isso, buscou-se uma interpretação integrada dos parâmetros relevantes de qualidade de água na microbacia do lajeado Clarimundo e sub-bacia do lajeado Fragosos.

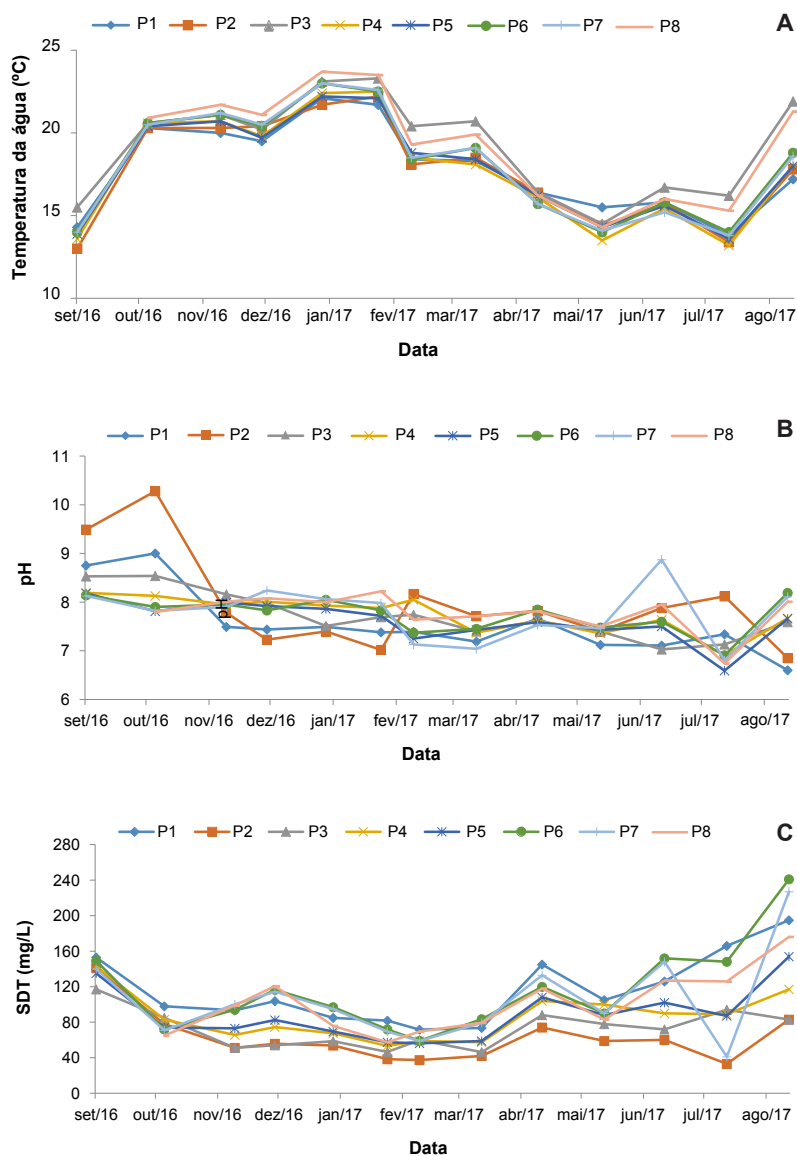


Figura 2. Variação da temperatura da água (a), pH (b) e sólidos dissolvidos totais (c) durante o período amostrado.

A Figura 3 apresenta os gráficos de variações espacial (P1 a P8; Figura 3a) e temporal (set/16 a set/17; Figura 3b) das concentrações de turbidez, em NTU. Observa-se uma maior variação nos valores de turbidez nos pontos de amostragem P6 a P8 (em média 20,9 NTU) em relação aos demais pontos de amostragem (P1 a P5; média 9,9 NTU), indicando que os valores mais elevados de turbidez foram provenientes de fora da microbacia do Clarimundo. Temporalmente, o mês de novembro apresentou a maior variação em termos de extremos de valores máximos (115,5 NTU). Porém, de uma forma geral, a média desse mês ficou abaixo dos valores médios do mês de outubro (Figura 3b).

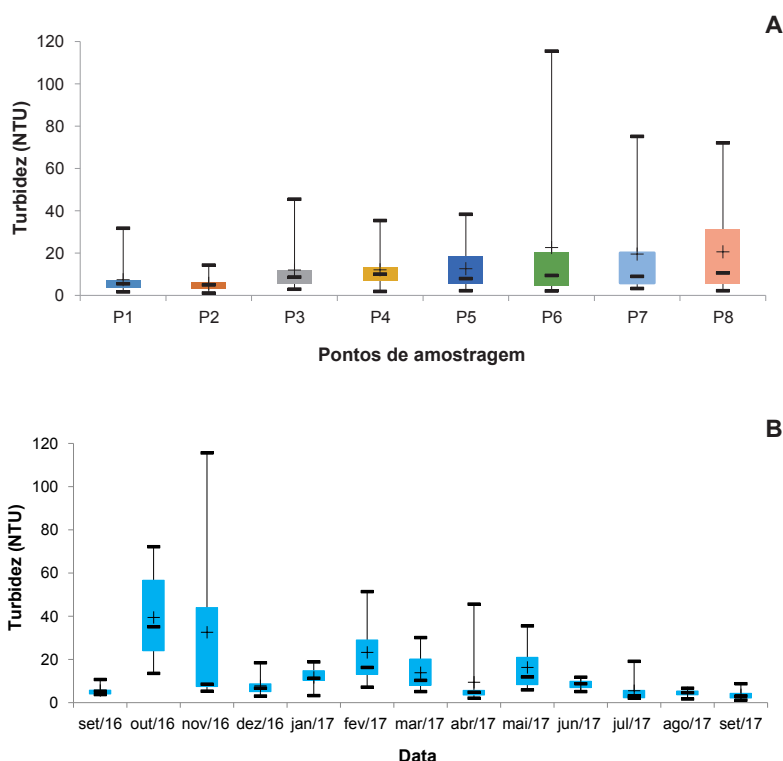


Figura 3. Gráfico *boxplot* dos valores de turbidez em a) variação espacial e b) variação temporal nos 8 pontos de amostragens da microbacia do lajeado Clarimundo e sub-bacia do lajeado Fragosos, Concórdia, SC. As caixas indicam as distâncias interquartis entre o primeiro e terceiro quartil; barras verticais indicam os valores extremos; “+” indica a média e o “—” indica a mediana.

O nitrogênio é o principal nutriente vegetal, portanto é frequentemente aplicado em grandes quantidades em terras agrícolas para atingir e manter os rendimentos considerados ideais. No contexto da poluição dos recursos hídricos, as formas reativas de N que causam preocupação são o NH_3 (que se dissolve para formar NH_4^+), o NO_2^- e o NO_3^- . O nitrato (NO_3^-) carrega carga negativa, e a quantidade dessa espécie química tende a aumentar na maioria dos solos fertilizados, sendo muito suscetível à perda por lixiviação e escoamento superficial (Hatch et al., 2002). Como poluente ambiental, o nitrato pode provocar a eutrofização dos cursos d'água superficiais, porém causa problemas apenas quando em excesso.

Os valores de N- NO_3^- apresentaram concentrações maiores em P1, com média de 9,83 mg/L, e picos máximos de 15,5 mg/L e 14,6 mg/L nos meses de set/17 e mai/17, respectivamente (Figuras 4a e 4b). A média de concentrações nesse ponto foi de duas a três vezes superior à dos demais pontos amostrais. Nos demais pontos de amostragem, os valores ficaram sempre abaixo de 10 mg/L, com médias em torno de 4 mg/L ao longo do período amostrado. A poluição por nitrogênio proveniente de atividades agropecuárias é, hoje, considerada o maior problema em muitas regiões produtoras do mundo.

Os adubos orgânicos são uma fonte valiosa de nutrientes que podem substituir os fertilizantes inorgânicos na produção vegetal. A quantidade de nitrogênio consumida pelos animais geralmente excede em muito sua necessidade diária, de forma que o uso dos dejetos animais como fertilizantes oferece um importantíssimo suprimento de nutrientes para o solo (se aplicado na quantidade certa) ou como fonte de poluição (se aplicado além dos requisitos) (Hatch et al., 2002).

Da mesma forma, o fósforo (P) é um dos nutrientes minerais mais importantes para os sistemas biológicos. No entanto, é também um dos mais escassos, em termos de sua demanda, tanto em sistemas terrestres quanto aquáticos (Moss, 1988). Em sistemas naturais, o P é prontamente reciclado na relação planta-solo. Já em sistemas agrícolas, o P do solo é constantemente removido junto com a cultura ou nos produtos animais e, portanto, deve ser restituído para sua deficiência ser evitada. Assim, fertilizantes minerais na forma de fosfato (PO_4^{3-}) e adubos de origem animal são aplicados nas terras agrícolas para elevar os níveis de P do solo na busca da manutenção dos rendimentos das lavouras (Leinweber et al., 2002).

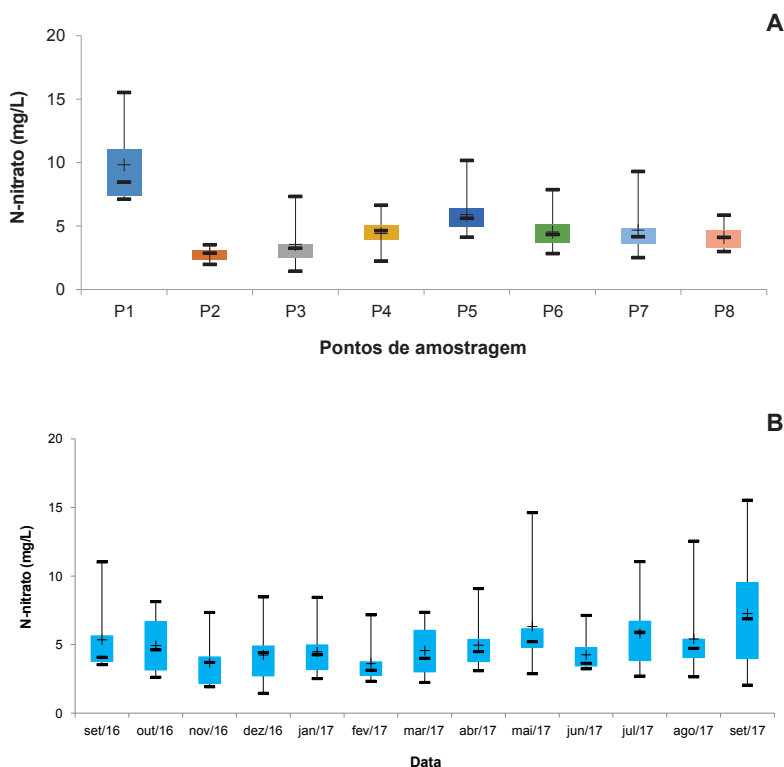


Figura 4. Gráfico *boxplot* dos valores de N-nitrato em a) variação espacial e b) variação temporal nos 8 pontos de amostragens da MBHLC e SBHLF, Concórdia, SC. As caixas indicam as distâncias interquartis entre o primeiro e terceiro quartil; barras verticais indicam os valores extremos; “+” indica a média e o “-” indica a mediana.

O P na forma de fertilizante tem sido tradicionalmente aplicado em terras agrícolas sem preocupação com perdas para a água, pois o P inorgânico é prontamente fixado no solo e impedido de se lixiviar (Sample et al., 1980). Embora isso faça sentido do ponto de vista agrônomo, como já foi colocado antes, o P é considerado um elemento limitante na natureza. Portanto, mesmo as pequenas quantidades de P perdidas do solo podem ter impactos severos na qualidade da água, especialmente em relação à eutrofização e crescimento de algas em reservatórios abertos (Moss, 1996), contribuindo para a deterioração da qualidade da água. Ainda, o carreamento de P ocorre tanto na forma particulada, associado ao sedimento e à matéria orgânica, como na forma

solúvel, dissolvido na água (Sharpley et al., 2003). A mobilização de P (e demais nutrientes) para as águas é intensificada pelas chuvas após aplicação de dejetos no solo, que normalmente contêm grandes quantidades de P prontamente disponível aos microrganismos aquáticos (Seganfredo et al., 2017).

No presente estudo, as concentrações de P total na água apresentaram grande variabilidade, mas algumas tendências podem ser observadas: assim como a turbidez, as concentrações de P total foram maiores nos pontos de amostragem localizados no lajeado Fragosos (P6, P7 e P8; Figura 5a), com médias de 0,33 mg/L. Essas concentrações elevadas, mesmo no ponto de amostragem P6 (à montante da foz do lajeado Clarimundo), indicam aporte de P proveniente da parte superior da sub-bacia hidrográfica, através de contribuições de atividades fora da microbacia do Clarimundo. Dentro da microbacia do Clarimundo, o ponto P1 foi onde a média mais se aproximou dos valores observados no lajeado Fragosos (0,31 mg/L). Os demais pontos da microbacia apresentaram valores médios de 0,21 mg/L, sendo concentrações também consideradas elevadas, o que potencializa o risco de ocorrências de eutrofizações. Segundo a Resolução Conama nº 357 (Brasil, 2005), para um corpo de água doce de Classe 3, as concentrações de P total deveriam ficar abaixo do limite de 0,15 mg/L (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários). Esses valores só foram alcançados, em termos das médias, nos meses de set/16 e out/16 (Figura 5b).

Em termos da distribuição temporal das cargas de P total na água, os meses mais quentes, de dez/16 a abr/17, além do mês de jul/17, apresentaram, em média, os valores mais elevados (Figura 5b). Em dez/16 esses altos valores de P disponível, juntamente com temperaturas elevadas e precipitação acima da média para o mês (199 mm; precipitação média para o mês de dezembro = 150 mm; dados da estação agrometeorológica da Embrapa Suínos e Aves¹) estiveram relacionados à observação de alteração da coloração da água em decorrência da presença de elevada concentração de microalgas ocorrida cerca de 1 km abaixo da foz do lajeado Fragosos (P8). Neste local, a dinâmica hídrica é fortemente reduzida (Figura 6) pelo represamento das águas do rio Uruguai pela UHE Itá, cerca de 30 km rio abaixo. O evento permaneceu no local durante algumas semanas.

¹ <<http://www.cnpsa.embrapa.br/meteor/>>

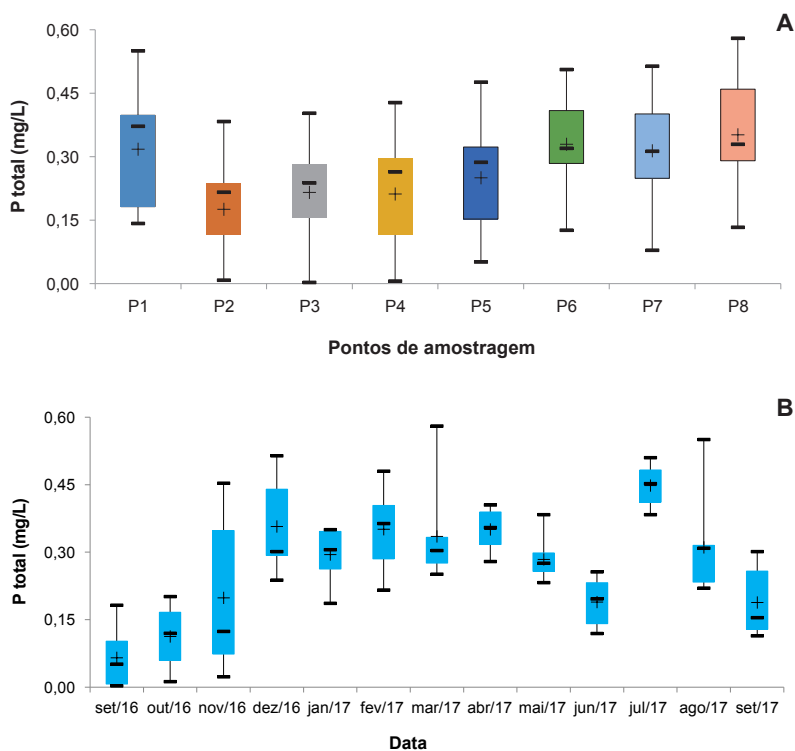


Figura 5. Gráfico *boxplot* dos valores de fósforo total em a) variação espacial e b) variação temporal nos 8 pontos de amostragens da MBHLC e SBHLF, Concórdia, SC. As caixas indicam as distâncias interquartis entre o primeiro e terceiro quartil; barras verticais indicam os valores extremos; “+” indica a média e o “-” indica a mediana.



Fotos: Alexandre Matthiensen

Figura 6. Coloração visível na água resultante do fenômeno de floração de microalgas na foz do lajeado Fragosos, Concórdia - SC, em dez/16.

A deficiência em P pode resultar em vários efeitos negativos no crescimento, produtividade e fertilidade dos animais. Portanto, P digerível é adicionado em rações para manter os requerimentos ótimos do rebanho. O requerimento ótimo de P em rações animais varia de 0,12% a 0,26% de matéria seca para suínos e de 0,4% a 0,8% de matéria seca para aves; os ruminantes têm uma exigência intermediária de 0,2% a 0,6% de matéria seca (Jongbloed; Everts, 1992). A digestibilidade do P na planta varia entre 15% e 35%, dependendo do tipo de planta, enquanto a disponibilidade de P na alimentação mista para ruminantes é cerca de 45% a 50% (Lynch; Caffrey, 1997).

A Figura 7 apresenta as estimativas das concentrações (escala log) de *E. coli*, indicador de contaminação fecal por organismos de sangue quente. A simplicidade e sensibilidade dos testes disponíveis justificam sua implantação como parâmetro de escolha estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (Matthiensen, 2014). A presença de *E. coli* é um indicador mais confiável que coliformes termotolerantes como um parâmetro de definição de poluição fecal e risco sanitário. Apesar dos padrões de qualidade de água microbiológicos tradicionalmente focarem no controle da contaminação fecal humana, e não refletirem o risco causado pela contaminação fecal de origem animal, o efetivo total de animais domésticos/de produção, como aves, bovinos, ovinos e suínos, gera cerca de 85% das fezes animais no mundo, uma quantidade proporcionalmente muito maior do que a contribuição de toda a população humana (Dufour et al., 2012).

A média das concentrações de *E. coli* nos pontos ficaram por volta de 30 UFC/mL, com exceção do P3, que teve média acima de 130 UFC/mL (Figura 7a). É importante destacar que, em relação aos demais pontos amostrais, o P3 é o local mais exposto às intempéries e influências do carreamento de material lixiviado pelas águas da chuva. O valor máximo mensurado também foi nesse ponto, no mês de set/17, com 1.400 UFC/mL. Valores médios próximos para os pontos P6 a P8 também indicam aporte externo desse indicador à microbacia do Clarimundo. Em termos temporais, set/17 e out/16 foram os meses que apresentaram médias mais elevadas (77 UFC/mL e 194 UFC/mL, respectivamente), sem correlação positiva aparente com os valores mais elevados de turbidez (Figura 7a).

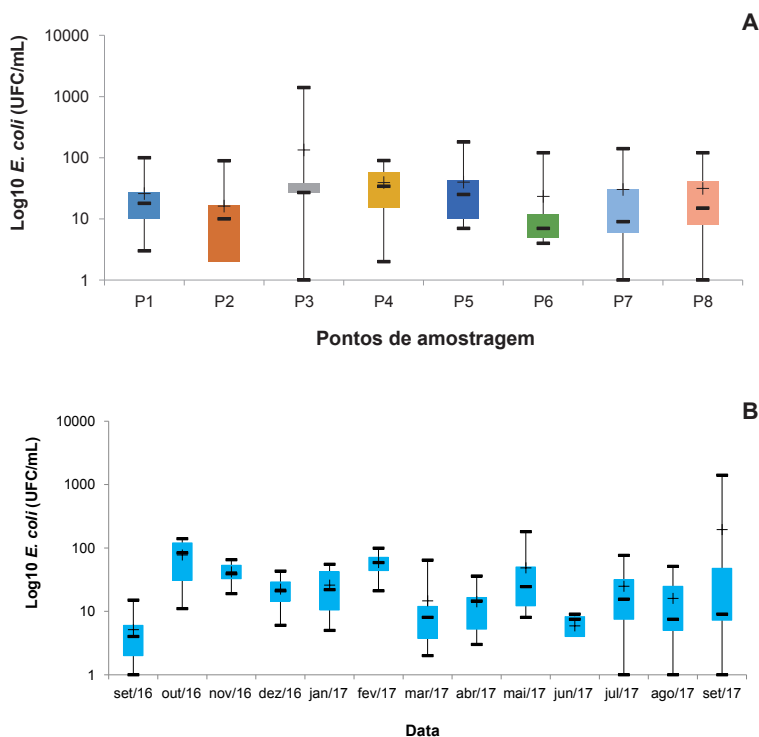


Figura 7. Gráfico *boxplot* das estimativas das concentrações de *Escherichia coli* em: a) variação espacial e b) variação temporal nos 8 pontos de amostragens da MBHLC e SBHLF, Concórdia, SC. As caixas indicam as distâncias interquartis entre o primeiro e terceiro quartil; barras verticais indicam os valores extremos; "+" indica a média e o "-" indica a mediana.

O Índice de Qualidade de Água (IQA) foi desenvolvido com o objetivo de sintetizar os valores observados dos parâmetros mais importantes de qualidade de água em um único valor numérico relacionado a um conceito de qualidade. Dessa forma, fica mais fácil observar a evolução da qualidade da água no tempo e no espaço (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2017). A Tabela 2 apresenta a classificação segundo os valores do IQA calculados a partir dos parâmetros de qualidade analisados e descritos acima, além da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Tabela 2. Classificação dos valores do IQA para os lajeados Clarimundo e Fragosos no período estudado.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
21/09/2016	Regular	Regular	Bom	Bom	Regular	Regular	Bom	-
25/10/2016	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Ruim
29/11/2016	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Ruim	Ruim
19/12/2016	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
17/01/2017	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
13/02/2017	Regular	Regular	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim
14/03/2017	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
18/04/2017	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
18/05/2017	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
12/06/2017	Regular	Bom	Bom	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
10/07/2017	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Regular
17/08/2017	Regular	Bom	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular
20/09/2017	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Ruim	Ruim	Regular

Os pontos amostrais que resultaram em índices mais baixos, tendo a metodologia do IQA como base, foram: P1, P7, P8 e P6. Dentro da microbacia do Clarimundo, o P1 apresentou os piores índices, classificando como ruim em 4 dos 13 meses analisados. Os locais P2 e P4 foram os pontos amostrais melhores classificados durante o período de monitoramento. A inclusão dos pontos P6, P7 e P8 entre os de menor qualidade dentro do estudo salienta as fontes de contaminação fora da microbacia do Clarimundo.

Uma das principais vantagens de aplicar o IQA é a facilidade de comunicação com o público leigo, pois transforma dados ambientais complexos de parâmetros de um corpo de água em uma interface agradável. Em síntese, pode-se dizer que durante a maior parte do período estudado a qualidade da água da microbacia ficou classificada como “regular” (Tabela 2) para a maioria dos pontos amostrados, oscilando entre “ruim” e “bom” em meses ocasionais. Esse *status* reflete um cenário de impacto local do uso e ocupação da terra, em particular da criação intensiva de animais, e eventual manejo inadequado dos efluentes da produção. Os principais contaminantes têm origem nas práticas diárias dos sistemas de produção presentes na sub-bacia do Fragosos, agravados pela presença de eventos climáticos extremos, com consequente contaminação da rede de drenagem pluvial e lajeados tributários das micro-

bacias componentes. Os efeitos que tais eventos podem exercer sobre a quantidade e qualidade de água nessas regiões são agravados pelas características locais, tais como o relevo acidentado, as práticas agropecuárias que lidam com grandes volumes de material potencialmente poluentes (dejetos em esterqueiras, por exemplo) e presença de fontes de água já normalmente em situações de estresse, com pouca margem disponível para alternativas, no caso de um evento de maior intensidade ou duração das condições climáticas desfavoráveis (World Health Organization, 2011).

Considerações finais

Baseado nos resultados dos parâmetros de qualidade de água apresentados, um dos aspectos mais preocupantes dentro do cenário encontrado na região é o manejo e a reciclagem dos dejetos provenientes dos sistemas confinados de produção animal. De acordo com Bernardo et al. (2017), as bacias hidrográficas dos rios Jacutinga, Irani e do Peixe apresentam as maiores concentrações no plantel de suínos do Oeste catarinense e, conseqüentemente, a maior geração de dejetos. A microbacia do Clarimundo, inserida na sub-bacia do lajeado Fragosos, apresenta produção animal considerável e condições ideais para se trabalhar na busca de indicadores ambientais, um dos objetivos do projeto Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve).

Em termos de contaminantes dos recursos hídricos, grandes variações temporais em concentrações de N e P são comuns quando se tenta avaliar a poluição difusa em regiões de produção animal. Isso é decorrente do amplo uso dos dejetos da produção como uma fonte de nutrientes para as plantas, e um substituto de baixo custo para os fertilizantes químicos industriais (Miranda et al., 2017). Enquanto os nutrientes e a matéria orgânica contida nos dejetos são desejáveis para o crescimento das plantas, o excesso pode ser transportado para dentro dos corpos d'água e acabam sendo utilizados pelos organismos aquáticos. A consequência normalmente é a eutrofização das águas, que se manifesta como florações de algas, e podem gerar problemas sérios à saúde dos ecossistemas. Ainda, dejetos animais contêm uma grande quantidade de organismos, incluindo potenciais patógenos, e os dejetos líquidos tendem a

contaminar de uma forma mais uniforme que os sólidos, pois há, comparativamente, mobilidade maior de bactérias na fase líquida (Chadwick; Chen, 2002).

Diversos fatores podem estar envolvidos na perda de nutrientes de um sistema agropecuário, tais como seu local físico, o tipo do composto químico e sua biodisponibilidade ambiental. Esses fatores se combinam com os processos hidrológicos de transporte dos compostos químicos que acontecem no local de produção (onde são percebidos como nutrientes) até que chegam no seu ponto de impacto ambiental (onde são percebidos como poluentes) (Gburek et al., 2000). Sobrepondo tudo isso, estão as interações complexas de manejo e uso do solo, o clima e a topografia local. Essas interações também sofrem influência (e agem em combinação) com as forças de mercado, que definem muitas das decisões administrativas das propriedades.

A degradação dos recursos hídricos pelas atividades agropecuárias pode ser mitigada por algumas práticas conservacionistas na propriedade, como o dimensionamento da produção, o manejo adequado dos resíduos e a manutenção de mata ciliar. As práticas devem se localizar dentro das propriedades, ou nas imediações da produção, e ter como principal propósito reduzir a carga de transferência de nutrientes e patógenos de suas fontes de origem para os cursos d'água adjacentes. Os efluentes desses locais devem ser continuamente avaliados e otimizados para essa finalidade. Mesmo assim, a consciência dos problemas agropecuários e ambientais, bem como suas potenciais soluções, não necessariamente convencem as pessoas a mudarem seu comportamento para corrigir tais problemas (Sharpley, 2002). Apesar dos benefícios dessas atitudes serem amplamente reconhecidos, ainda se observam discrepâncias entre a norma escrita e as práticas atuais em propriedades em todo o Brasil. Essas são práticas que poderiam fazer parte de um arranjo para um programa de pagamento por serviços ambientais em regiões com esse tipo de atividade.

Referências

- AGOL, D. Measuring indicators for sustainable river basin management. In: GOLACHOWSKA-POLESZCZUCK, M.; TOPOLSKA, A. (Ed.). **Sustainability Indicators in Practice**. Berlin: Gruyter Open, 2015. p. 80-98.
- BERNARDO, E. L.; MIRANDA, C. R. de; BELLI FILHO, P. A pressão ambiental da suinocultura nas bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina, Brasil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Foz do Iguaçu, **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 467-470.
- BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. p. 58-63. Alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2009.
- CHADWICK, D. R.; CHEN, S. Manures. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hidrology and water quality**. Wallingford: CABI Publishing, 2002.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo**: índices de qualidade das águas. São Paulo : CETESB, 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 27 nov. 2019.
- DORTZBACH, D.; VIEIRA, H. J.(Org.). **Boletim ambiental**: síntese trimestral: inverno 2018. Florianópolis: Epagri, 2018. 72 p. (Epagri. Documentos, 281).
- DUFOUR, A.; BARTRAM, J.; BOS, R.; GANNON, V.(Ed.). **Animal waste, water quality and human health**. London : WHO/EPA/IWA Publishing, 2012. 489 p.
- GARDNER, T. Biodiversity indicators and monitoring for ecological management. In: GOLACHOWSKA-POLESZCZUCK, M.; TOPOLSKA, A. (Ed.). **Sustainability Indicators in Practice**. Berlin: Gruyter Open, 2015. P. 37-54.
- GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N.; HEATHWAITE, A. L.; FOLMAR, G. J. Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p. 130-144, 2000. DOI: 10.2134/jeq2000.00472425002900010017x.
- HATCH, D.; GOULDING, K.; MURPHY, D. Nitrogen. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hidrology and water quality**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p. 7-28.
- IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**: estudos e pesquisas. Rio de Janeiro, RJ, 2015. 352 p. (Informação Geográfica, n. 10).
- JONGBLOED, A. W.; EVERTS, H. Apparent digestible phosphorus in the feeding of pigs in relation to availability requirement and environment. 1. Digestible phosphorus in feedstuffs of plant and animal origin. **Netherlands Journal of Agricultural Science**, v. 40, p. 123-136, 1992.

LATAWIEC, A. E.; AGOL, D. Why sustainability indicators in practice? In: GOLACHOWSKA-POLESZCZUCK, M.; TOPOLSKA, A. (Ed.). **Sustainability Indicators in Practice**. Berlin: Gruyter Open, 2015. p. 2-11

LEINWEBER, P.; TURNER, B.L.; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hidrology and water quality**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p. 29-55.

LYNCH, P. B.; CAFFREY, P. J. Phosphorus requirements for animal production. In: TUNNEY, H.; CARTON, O. T.; BROOKES, P. C.; JOHNSTON, A. E. (Ed.) **Phosphorus Loss from Soil to Water**. Wallingford, UK: CAB International, 1997. p. 283-296.

MATTHIENSEN, A. Parâmetros microbiológicos da água. In: BELLI FILHO, P. [Ed.]. **Programa de capacitação em gestão da água: monitoramento e diagnóstico de qualidade de água superficial**. Florianópolis: UFSC/DESA, 2014. p. 61-76.

MIELE, M.; SANTOS FILHO, J. I. dos; MARTINS, F. M.; SANDI, A. J. O desenvolvimento da suinocultura brasileira nos últimos 35 anos. In: SOUZA, J. C. P. V. B.; TALAMINI, D. J. D.; SCHEUERMANN, G. N.; SCHMIDT, G. S. (Ed.). **Sonho, desafio e tecnologia: 35 anos de contribuições da Embrapa Suínos e Aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. p. 85-102.

MIRANDA JUNIOR, G. X.; VIEIRA, H. J. (Org.). **Boletim ambiental: síntese trimestral: outono** 2017. Florianópolis: Epagri, 2018. 77 p. (Epagri. Documentos, 279).

MIRANDA, C. R. de; SEGANFREDO, M. A.; GUARESI, L. A pressão da produção animal sobre o ambiente avaliada via suas taxas de excreção de nutrientes. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Foz do Iguaçu. **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 475-478.

MOSS, B. A land awash with nutrients: the problem of eutrophication. **Chemistry and Industry**, v. 11, p. 407-411, 1996.

MOSS, B. **Ecology of fresh waters: man and medium**. London: Blackwell Scientific Publications, 1988.

PAUL, K. L.; MORITA, R. Y. Effects of hydrostatic pressure and temperature on the uptake and respiration of amino acids by a facultatively psychrophilic marine bacterium. **Journal of bacteriology**, v. 108, n. 2, p. 835-843, 1971.

RODRIGUES, M. L. G.; VIEIRA, H. J. (Org.). **Boletim ambiental: síntese trimestral: verão** 2017. Florianópolis: Epagri, 2017. 71 p. (Epagri. Documentos, 275).

SAMPLE, E. C.; SOPER, R. J.; RACZ, G. J. Reactions of phosphate fertilizers in soils. In: KHASAWNEH, F. E.; SAMPLE, E. C.; KAMPRATH, E. J. (Ed.). **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: ASA / CSSA / SSSA, 1980. p. 263-310.

SEGANFREDO, M. A.; BISSANI, C. A.; SÁ, E. L. S. de; BARIONI JUNIOR, W. Formas de fósforo comparando áreas com e sem uso de dejetos animais. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Foz do Iguaçu. **Anais...** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 371-374.

SHARPLEY, A. N. Introduction: agriculture as a potential source of water pollution. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hidrology and water quality**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p. 4-5.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T.; SIMS, T.; LEMUNYON, J.; STEVENS, R.; PARRY, R. Agricultural phosphorus and eutrophication. 2nd ed. United States: **Agricultural Research Service**, 2003.

STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

SWANSON, K. M. L.; PETRAN, R. L.; HANLIN, J. L. Culture methods for enumeration of microorganisms. In: DOWNES, F. P.; ITO, K. (Ed.). **Compendium of methods for the microbiological examination of foods**. 4th ed. Washington: APHA, 2001. p. 53-67.

TASSINARI, G.; LAUS NETO, J. A.; ROSSO, R. V. de; VIEIRA, C. F.; MIRANDA, C. R. de; POLA, A. C.; SEIFFERT, N. F. **Inventário das terras e diagnóstico socioeconômico e ambiental**: sub-bacia Lajeado dos Fragosos, Concórdia, SC. Florianópolis: Epagri, 2009. 120 p.

TRABAQUINI, K.; VIEIRA, H. J. (Org.) **Boletim ambiental**: síntese trimestral: primavera 2016. Florianópolis: Epagri, 2017. 77 p. (Epagri. Documentos, 270).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. 4th ed. Geneva: WHO, 2011.



Foto: Alexandre Matthiensen

Capítulo 10

Diagnóstico ambiental do lajeado
Clarimundo e lajeado Fragosos
Composição, abundância e diversidade
da comunidade fitoplanctônica

Helga Cristina Fuhrmann Dinnebier

William Michelin

Luiz Antônio Calvi Junior

Andressa Garbossa

Alexandre Matthiensen

Introdução

Os rios são coletores naturais das paisagens que compõem suas bacias hidrográficas, refletindo o uso e a ocupação do solo na qualidade da água. Entre os principais impactos ambientais decorrentes da ação antrópica, destacam-se o assoreamento, a diminuição da diversidade ecológica e a eutrofização artificial (Ceolin et al., 2017). Tradicionalmente, a qualidade da água é avaliada mediante variáveis físico-químicas e microbiológicas. No entanto, considerando a capacidade de autodepuração e o fluxo unidirecional dos ecossistemas lóticos, os resultados podem ser mascarados quando há um pequeno número de avaliações, como uma “fotografia” do ambiente (Ceolin et al., 2017). Dessa forma, o monitoramento de variáveis bióticas se constitui em excelente ferramenta na avaliação de modificações antrópicas na qualidade da água, uma vez que os organismos que compõe a comunidade biológica aquática apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e limites de tolerância a diferentes alterações no ecossistema.

Os principais bioindicadores utilizados para o monitoramento de ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perífítica (Goulart; Callisto, 2003). Microalgas e cianobactérias também são importantes bioindicadores para monitorar o saneamento e a ecologia de ecossistemas aquáticos, no aspecto do enriquecimento por nutrientes no ambiente (Desrosiers et al., 2013; Rorig, 2013). Os grupos de organismos utilizados em avaliações e diagnósticos de qualidade da água podem ser usados separadamente ou de forma complementar entre si e com parâmetros físicos e químicos.

Em sua diversidade, as microalgas (divisão Eukarya) e cianobactérias (divisão Bactéria) são organismos fotossintetizantes, microscópicos e amplamente distribuídos em ambientes úmidos terrestres ou em ambientes aquáticos de água doce, salobra e salgada. Assim, podem ser encontrados no fitoplâncton presente na coluna d’água ou nos microfítobento e perifíton associados ao substrato (Rorig, 2013; Richmond, 2017; Lee, 2018).

A composição taxonômica, bem como a diversidade da comunidade fitoplancônica, podem ser utilizadas como indicadores para avaliar a dinâmica do ecossistema aquático e inferir prováveis causas de desequilíbrio ambiental

(Gentil et al., 2008). A variação no número de gêneros nas diferentes comunidades é denominada “diversidade” e é calculada utilizando variáveis quantitativas. A estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica se caracteriza a partir dos seus índices de diversidade, que são determinados pela quantidade de grupos/gêneros/espécies existentes, suas propriedades fisiológicas, seu potencial genético, bem como fatores ambientais, parasitismo e ação de pastoreio (Lopes, 2000).

Nessa perspectiva, este capítulo objetiva apresentar a composição taxonômica, abundância e diversidade da comunidade de fitoplâncton presente na microbacia do lajeado Clarimundo e na sub-bacia do lajeado Fragosos. Também objetiva fornecer informações sobre a distribuição do fitoplâncton durante um ciclo anual, como parte do diagnóstico da qualidade da água e da biodiversidade do projeto Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve).

Materiais e métodos

O estudo quali-quantitativo da comunidade fitoplanctônica da sub-bacia do lajeado Fragosos foi desenvolvido a partir da coleta de amostras de água em oito pontos no trecho do rio (Figura 1 do Capítulo 9). Foram realizadas 13 campanhas mensais entre agosto de 2016 e agosto de 2017.

As amostras foram coletadas com uma rede de fitoplâncton (20 μm), cujo volume de água filtrado foi contabilizado com auxílio de um balde de 12 L. As amostras foram acondicionadas e armazenadas em frascos âmbar de 250 mL e a preservação do conteúdo amostral foi assegurado por dois métodos:

- em um dos frascos foi adicionado aproximadamente 10 gotas de Lugol;
- no outro frasco foi adicionado 55 mL de formalina (4%) para completar o volume.

As análises qualitativas e quantitativas foram realizadas no Laboratório de Análises Ambientais da Universidade do Contestado, em microscópio trinocular (Nikon TNB-04T-PL). A quantificação de fitoplâncton foi efetuada pelo

método de contagem dos organismos/células presentes num volume conhecido utilizando a câmara de Sedgewick-Rafter. Assim, temos:

$$C_{cel} = \frac{CC \times Fd \times Va \times 2}{Vf}$$

Onde:

CCel: concentração de células (número de células por litro)

CC: Número de células contadas

Fd: Fator de diluição

Va: Volume armazenado (L)

Vf: Volume filtrado (L)

A identificação taxonômica da comunidade fitoplanctônica seguiu a descrição de Bicudo e Menezes (2006).

A ecologia das espécies presentes na comunidade fitoplanctônica foi avaliada pelos índices de diversidade de equitabilidade e de similaridade.

A diversidade se refere à medida de quanto a abundância da comunidade está distribuída entre as espécies. Dessa forma, o valor de H aumenta conforme aumenta o número de espécies e a distribuição de indivíduos se torna uniforme.

O índice de diversidade de Shannon (H) foi estimado pela seguinte equação:

$$H = - \sum_{i=1}^R P_i \ln P_i$$

Onde:

Pi: número de indivíduos pertencentes a um determinado grupo dividido pelo total de indivíduos da amostra

A equitabilidade ou uniformidade mensura o quão homogênea a abundância é distribuída entre as espécies, variando de 0 a 1. O índice de equitabilidade (E) foi calculado pelo índice de Pielou, em que seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima).

$$E = \frac{H}{\ln R}$$

Onde:

H: índice de diversidade de Shannon's

R: número de grupos identificados.

A similaridade compara a presença e ausência dos grupos nos pontos (Begon et al., 2006; Odum; Barrett, 2004). O índice de similaridade foi calculado pela equação de Czekanowski:

$$CZ_{ik} = \frac{2 \sum_{j=1}^S \min(x_{ij}, x_{kj})}{\sum_{j=1}^S \min(x_{ij} + x_{kj})}$$

Onde:

X_{ij} : abundância das espécies j th na amostra i th

X_{kj} : abundância da mesma espécie na amostra k th

S: número de espécies em todas as amostras

Min (X_{ij} ; X_{kj}): abundância mínima de cada espécie entre as duas amostras comparadas

Para cada espécie, é determinada a abundância mínima [$\min (X_{ij}, X_{kj})$] e a soma das abundâncias ($X_{ij} + X_{kj}$) ao longo das duas amostras que estão sendo comparadas. O somatório de [$\min (x_{ij}, X_{kj})$] é multiplicado por 2 e depois dividido pela soma de ($X_{ij} + X_{kj}$).

Os dados meteorológicos foram obtidos na estação meteorológica da Embrapa Suínos e Aves, localizada no município de Concórdia (SC).

Resultados e discussão

Aspectos quantitativos

Foram identificados cinco grandes grupos de microalgas no lajeado Clarimundo: *Bacillariophyta* (diatomáceas), *Chlorophyta* (algas verdes), *Euglenophyta* (euglenófitas), *Dinophyta* (grupo predominante de dinoflagelados) e *Cyanophyta* (cianobactérias) (Figura 1).

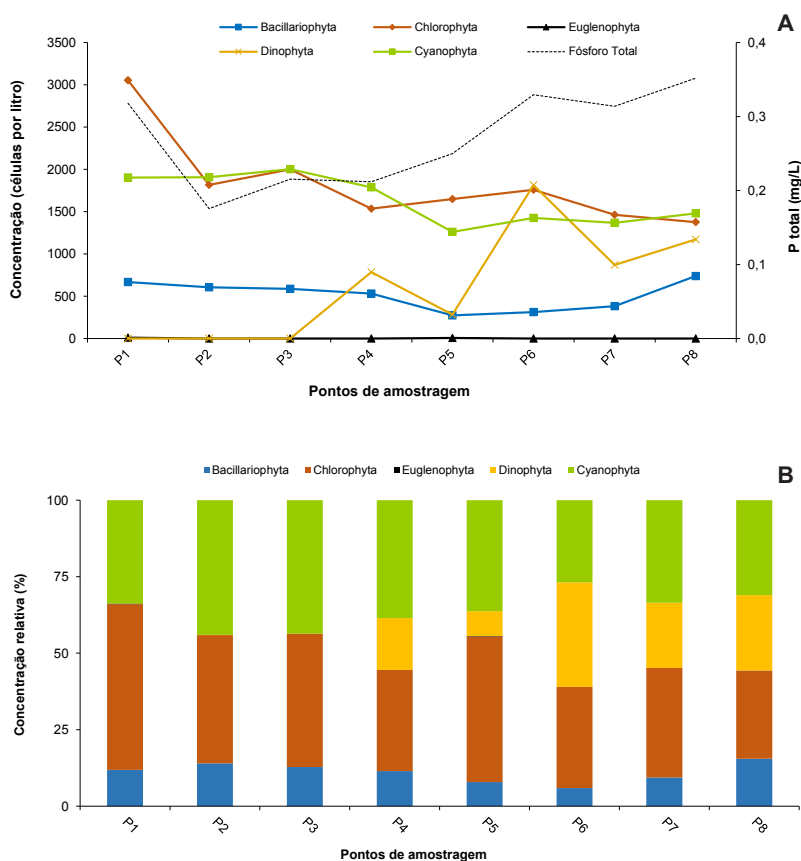


Figura 1. Resultados de fósforo total (P total) e riqueza dos principais grupos de fitoplâncton nos pontos de coleta durante o período amostral: (A) Concentração (células por litro) e (B) Concentração relativa (%).

Os grupos *Chlorophyta* e *Cyanophyta* predominam na estrutura da comunidade fitoplanctônica, representando 40% (14.648 células por litro) e 36% (13.135 células por litro), respectivamente. No grupo *Bacillariophyta*, foram contabilizadas 4.100 células por litro (11%), enquanto a divisão *Dinophyta* foi encontrada somente a partir do ponto 4 (P4), totalizando 4.925 células por litro (13%). O grupo *Euglenophyta* foi pouco representativo ao longo do período amostral (17 células por litro).

Sob o aspecto sazonal e individual, o grupo *Chlorophyta* predomina em todos os pontos durante o período amostral, destacando-se no P1 em termos de densidade. A densidade de clorófitas acompanha os resultados de fósforo total, especialmente do ponto 1 ao ponto 5, quando aumenta a diversidade dos grupos (Figura 1a) (Figura 5a). Este fato pode ser justificado pelos pontos 6, 7 e 8 representarem a sub-bacia do lajeado Fragosos e não exclusivamente a microbacia do lajeado Clarimundo. Dessa forma, há mudanças na dinâmica ambiental dos três últimos pontos de amostragem que recebem contribuições de outras microbacias além de outras variáveis ambientais, físicas e químicas que inferem na composição da comunidade fitoplanctônica.

A Figura 2 apresenta a análise dos componentes principais que levou em consideração a média dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e da comunidade fitoplanctônica ao longo do período amostral em todos os pontos de amostragem.

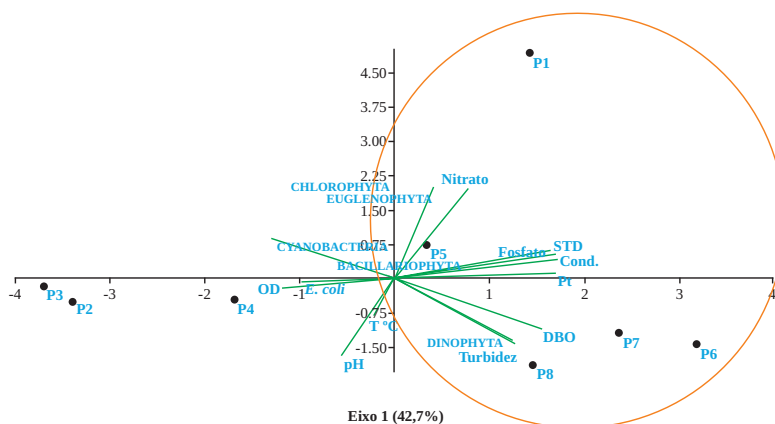


Figura 2. Análise dos componentes principais integrando as variáveis físico-químicas, microbiológicas e fitoplanctônicas nos pontos de amostragem.

É possível notar uma correlação positiva entre os parâmetros físico-químicos sólidos totais dissolvidos (SDT), condutividade elétrica, fosfato e fósforo total (Pt) com os pontos P1, P6, P7 e P8. No entanto, destaca-se a correlação positiva entre nitrato (N-NO_3^-) e o grupo das clorófitas no P1, enquanto no P6, P7 e P8 a correlação é evidente entre o grupo de dinoflagelados turbidez e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O aumento da turbidez a partir do ponto 6 pode explicar o aumento da diversidade fitoplanctônica e do grupo *Dinophyta* (Figura 3). Os resultados dos parâmetros físico-químicos e micro-biológicos são detalhados no Capítulo 9.

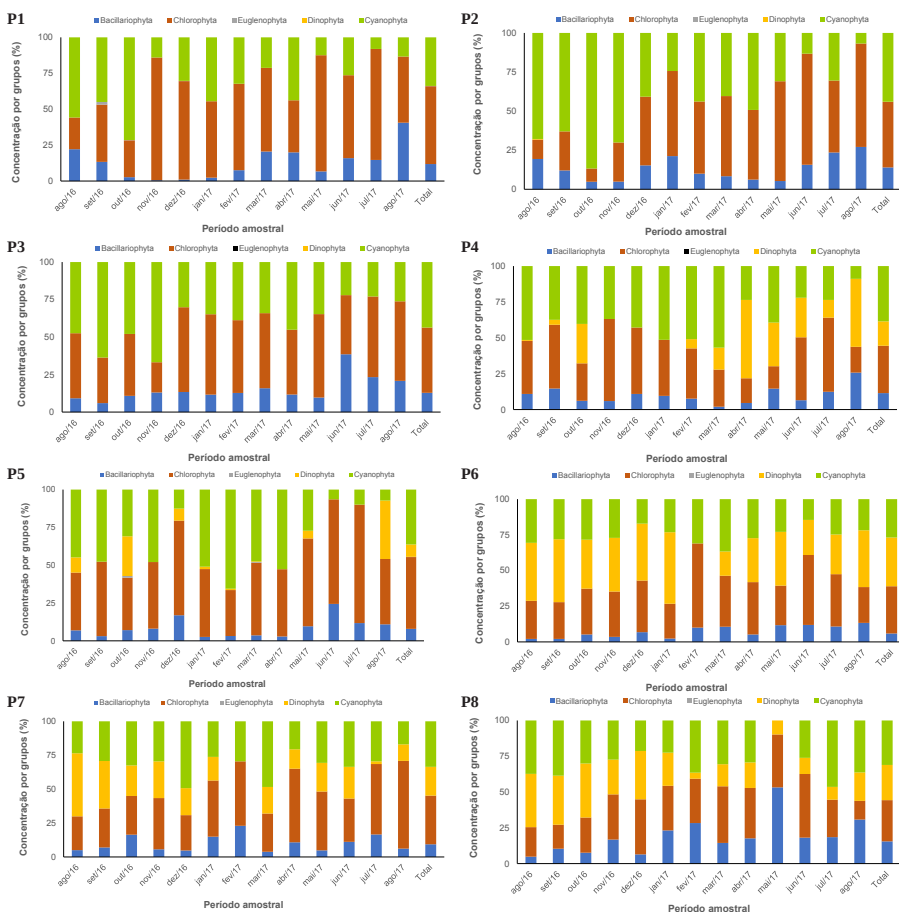


Figura 3. Principais grupos de fitoplâncton distribuídos sazonalmente em todos os pontos de coleta.

A composição e a densidade das espécies de fitoplâncton encontradas nos ambientes aquáticos são diferentes de acordo com as condições ecológicas de cada ecossistema. Entretanto, na maioria das vezes, o grupo *Chlorophyceae* é dominante em ambientes diversos, (considerando diferentes condições climáticas, ambientais ou graus de trofia) e, por isso, estão amplamente distribuídas nas águas continentais brasileiras (Tucci et al., 2006).

Além das clorofíceas, a densidade de cianobactérias também é predominante entre os pontos 1 e 4. O grupo *Cyanophyta* compreende um dos mais importantes encontrados em ambientes eutróficos, fato associado à ocorrência de florações de espécies potencialmente tóxicas (Costa et al., 2006). Teoricamente, o crescimento de cianobactérias é favorecido sob condições ricas de nutrientes e altos valores de pH e condutividade (Magalhães, 2012). A predominância de cianobactérias pode ser associada às elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo na água (Dinnebier et al., 2017).

A partir do ponto 4, há ocorrência do grupo *Dinophyta*, principalmente nos pontos 6, 7 e 8. Os três últimos pontos se encontram no rio principal do lajeado Frágosos e não correspondem à microbacia do lajeado Clarimundo, justificando tal variação na composição da comunidade fitoplanctônica.

Destaca-se um episódio pontual (dez/2016) de floração de microalgas (Mathiensen et al., 2017). A floração foi identificada à jusante do ponto 8 e pode ser relacionada com os níveis de precipitação e temperatura (Figura 4). No mês da coleta, foram registradas chuvas torrenciais, fato que favorece o carreamento superficial do solo, aumentando a concentração de fósforo na água, nutriente limitante no surgimento de florações.

A floração de microalgas e cianobactérias em ecossistemas aquáticos é consequência da eutrofização artificial, quando há incorporação de nutrientes na água, tendo como principal consequência o comprometimento do equilíbrio biológico e a morte de espécies aquáticas. Eventos de poluição pontual ou difusa podem ser associados ao manejo inadequado de dejetos na microbacia de estudo (Mathiensen et al., 2017).

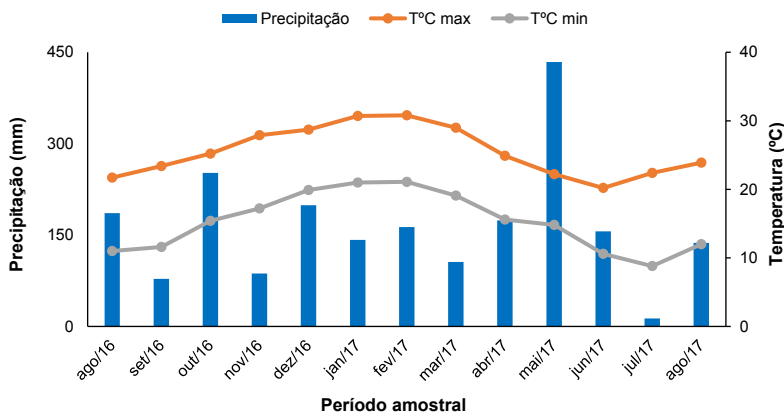


Figura 4. Dados de precipitação e temperatura ao longo do período amostral.

Aspectos qualitativos

O índice de diversidade (H), aumentou entre o P1 (0,96) e o P8 (1,36) (Figura 5a). Também houve aumento do índice de equitabilidade (E) entre o P1 (0,59) e o P8 (0,84), corroborando com os resultados apresentados na Figura 1a.

Na análise temporal, o índice de diversidade permaneceu entre 1,15 (nov/2016 e jul/2017) e 1,35 (ago/2017), enquanto o índice de equitabilidade (E) variou de 0,71 (nov/2016) a 0,84 (ago/2017), demonstrando pouca variação ao longo do período amostral.

Salusso e Moraña (2002) classificam o índice de diversidade em três níveis de poluição: H: >3, baixo; H: 1-3, moderado; e H: <1, alto. De acordo com essa classificação, os pontos 1, 2 e 3 apresentam alto nível de poluição, enquanto a partir do ponto 4 o nível de poluição passa a ser moderado. Os pontos 4 e 8 apresentaram os maiores valores para os índices H e E. Esses resultados podem ser correlacionados com o uso e ocupação do solo descrito no Capítulo 2. O índice de Czekanowski demonstra similaridade entre os pontos 2 e 3 (97%), 4 e 7 (92%) e 7 e 8 (90%). A menor similaridade foi verificada entre os pontos 1 e 7, com 66% (Figura 6).

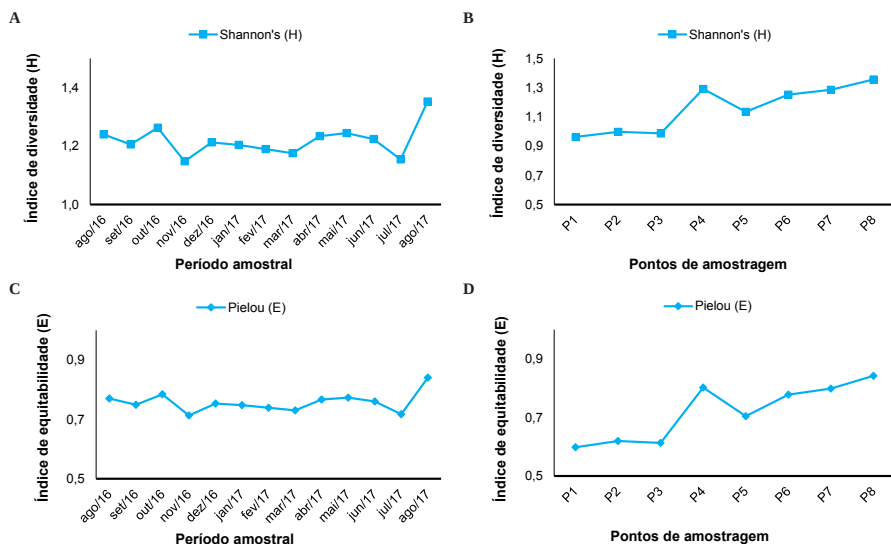


Figura 5. Índices de diversidade (a) por ponto e (b) espacialmente; e de equitabilidade (c) por ponto e (d) espacialmente.

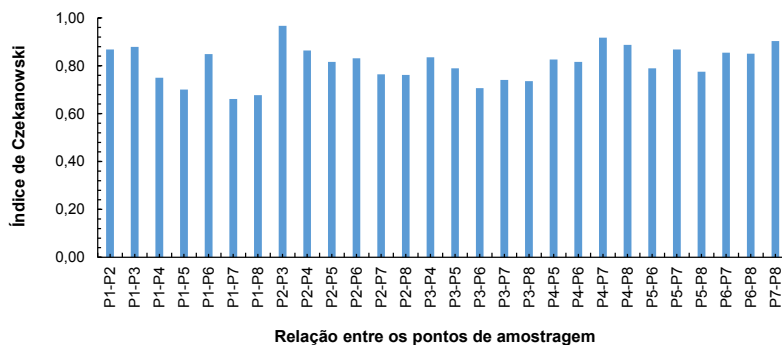


Figura 6. Índices de Czekanowski.

Considerações finais

Quando associada aos parâmetros físico-químicos avaliados e discutidos no Capítulo 9, o levantamento quali-quantitativo da comunidade fitoplanctônica na sub-bacia do lajeado Fragosos evidencia o potencial para ocorrência de episódios de eutrofização na microbacia, como a floração registrada em dezembro de 2016. Em uma região caracterizada pela criação intensiva de suínos, aves e bovinos, tornam-se necessárias ações de mitigação e manejo adequado do solo nas práticas de fertilização.

As características do solo e seus diferentes usos refletem a qualidade da água nas microbacias hidrográficas, ressaltando a relevância do monitoramento dos recursos hídricos a fim de apontar potenciais fontes de poluição difusa ou pontual na área de estudo. De modo geral, são escassos estudos limnológicos que utilizam a comunidade fitoplanctônica para caracterizar ambientes aquáticos na região centro-oeste de Santa Catarina, enfatizando a importância desta e de futuras pesquisas na região.

Referências

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWHSEND, C. R. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2006. 592 p.

BICUDO, C. E. de M.; MENEZES, M. **Gênero de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2006. 502 p.

CEOLIN, L. P. W.; DE AGUIAR JÚNIOR, T. R.; MORAIS, M. M. Avaliação de impactos ambientais em sistemas aquáticos. Caso de estudo do Rio Órbigo, Espanha. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 2, p. 535-542, 2017. DOI: 10.5935/1984-2295.20170034.

COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1B, p. 211-219, 2006. DOI: 10.1590/S1519-69842006000200005.

DESROSIER, C.; LEFLAIVE, J.; EULIN, A.; TEN-HAGE, L. Bioindicators in marine waters: benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 25-34, Aug.2013. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.02.021.

DINNEBIER, H. C. F.; GARBOSSA, A. A.; MATTHIENSEN, A. Caracterização da comunidade fitoplanctônica na microbacia do Lajeado Santa Fé Baixa, Itapiranga-SC. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 22., 2017, Florianópolis. **Ciência e tecnologia da água: inovação e oportunidades para o desenvolvimento sustentável: anais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2017.

GENTIL, R. C.; TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. **Hoehnea**, São Paulo, v. 35, n. 2, 265-280, 2008.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M., Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

LEE, R. E. **Phycology**. 5 th. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2018. 546 p.

LOPES, M. R. M. **Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, composição e a diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical oligotrófico raso (Lago do Instituto Astronômico e Geofísico, São Paulo, SP)**. 2000. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

MAGALHÃES, F. S. **Utilização do fitoplâncton como instrumento de avaliação em programas de monitoramento nos ecossistemas aquáticos costeiros. Estudo de caso: Laguna de Araruama/RJ**. 2012. 160 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental) - Centro de Tecnologia e Ciências, Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MATTHIENSEN, A.; DINNEBIER, H. C. F.; GARBOSSA, A. A. Qualidade da água em microbacia com produção intensiva de animais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 22., 2017, Florianópolis. **Ciência e tecnologia da água: inovação e oportunidades para o desenvolvimento sustentável: anais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2017.

ODUM, E. P.; WARRET, G. **Fundamentos de Ecologia**. 7. ed. Lisboa: Fundação Clouste Gulbenkian, 2004.

RICHMOND, A. **Handbook of microalgal mass culture (1986)**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2017.

RÖRIG, L. R. Algal Analysis. In: NOLLET, L. M.; DE GELDER, L. S. (Ed.). **Handbook of water analysis**. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2013.

SALUSSO, M. M.; MORAÑA, L. B. Características físicas, químicas y fitoplancton de ríos y embalses de la Alta Cuenca del río Juramento (Salta, Argentina). **Natura Neotropicalis**, Santa Fe, v. 1, n. 31, p. 20-44, 2000. DOI: 10.14409/natura.v1i31.3754.

TUCCI, A.; SANT'ANNA, C. L.; GENTIL, R. C.; AZEVEDO, M. D. P. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea**, São Paulo, v. 33, n. 2, p. 147-175, 2006.



Foto: Alexandre Matthiensen

Capítulo 11

Diagnóstico ambiental do lajeado
Clarimundo e lajeado Fragosos
Ocorrência de macroinvertebrados bentônicos

*Kelly Cristina Gulatz
Elisete Ana Barp*

Introdução

As alterações nos ecossistemas aquáticos, decorrentes das atividades humanas e agrícolas, têm gerado preocupação em relação à qualidade dos recursos hídricos (Callisto et al., 2001). Tradicionalmente, a avaliação da qualidade da água é realizada através de parâmetros físico-químicos, porém estudos indicam que a avaliação biológica deve ser incluída nos monitoramentos, pois é um meio utilizado para diagnosticar perturbações ou distúrbios que estão ocorrendo nos ecossistemas aquáticos e tem importância fundamental de evitar um problema que poderá se tornar mais grave, causando danos irreversíveis (Lima, 2001). Para analisar os aspectos biológicos dos ecossistemas, duas metodologias vêm sendo utilizadas. Os métodos “*bottom-up*” utilizam fundamentalmente dados de laboratório por meio de experimentação em sistemas simples com subsequente extrapolação para sistemas mais complexos. A metodologia “*top-down*” avalia, em nível macro, os impactos ambientais por meio da medição da alteração da organização estrutural e funcional das comunidades biológicas ou dos ecossistemas (Buss et al., 2003). Neste contexto, o biomonitoramento utilizando macroinvertebrados bentônicos passou a ser aceito para a avaliação da qualidade da água, pois consiste em correlacionar a ocorrência destes organismos com as alterações ocorridas nos recursos hídricos, sejam essas de origem antrópica ou natural (Silveira et al., 2004; Toledo; Nicolella, 2002).

Os macroinvertebrados são importantes para o ecossistema aquático, servindo de alimento para peixes, crustáceos e para outros macroinvertebrados (Esteves, 1998). Sua grande diversidade propicia uma maior variabilidade de respostas a diferentes impactos ambientais (Hauer; Resh, 1996). A distribuição dos macroinvertebrados no ambiente pode ser influenciada por vários aspectos locais, como profundidade da lâmina de água, composição da vegetação, componentes químicos presentes na água, concentração de oxigênio e alimento, entre outros (Queiroz et al., 2000; Oliveira et al., 2005; Heino, 2009; Tundisi; Tundisi, 2013).

A comunidade de macroinvertebrados apresenta muitas vantagens para trabalhos de monitoramento em rios, pois vive em íntima associação com o substrato, tem um longo ciclo de vida, pouca mobilidade e se dispersa pouco, o que a torna um testemunho das alterações do meio aquático. Como a

integridade dessa comunidade está em função das condições da qualidade da água durante o passado recente, os macroinvertebrados representam a memória biológica dos rios (Tundisi et al., 1969).

Ao longo do tempo, foram criadas uma infinidade de técnicas de biomonitoramento que utilizam invertebrados aquáticos. Os chamados Índices Bióticos (IB) consistem em atribuir valores (“escores”) subjetivos de tolerância a impactos para cada táxon. A soma dos escores dos táxons encontrados em um ambiente aquático determina então a qualidade da água. Quanto maior o valor do somatório, melhor é a qualidade do ambiente aquático (Rosenberg; Resh, 1993). Os IBs mais conhecidos e aplicados são o BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*), IBE (*Index Biotic Extended*) (Baptista, 2008) e EPT (*Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera*) (Gonçalves; Menezes, 2011; Carrera-Reyes; Fierro-Peralvo, 2001).

Assim, conhecer a comunidade de macroinvertebrados para avaliar a qualidade da água na microbacia do lajeado Clarimundo, pertencente à sub-bacia do lajeado Fragosos, é de suma importância para a compreensão do impacto que as atividades agropecuárias no entorno dessa bacia causam ao ecossistema. Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade da água da microbacia do Clarimundo, utilizando a fauna de macroinvertebrados bentônicos como indicadores, como parte do diagnóstico da biodiversidade do projeto Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve).

Materiais e métodos

Área de estudos e coletas

O estudo foi realizado na microbacia do lajeado Clarimundo, inserida na sub-bacia do lajeado Fragosos, pertencente à BH do rio Jacutinga e contíguos. Para as amostragens, foram selecionados cinco pontos amostrais (Figura 1 do Capítulo 9).

As coletas foram realizadas mensalmente no período de outubro de 2016 a setembro de 2017 nos cinco pontos amostrais dentro da microbacia. Os organismos foram coletados por meio de uma rede do tipo “surber”, com área de amostragem comparada a um quadrado de 30 cm por 30 cm, usando o método de triplicata. O material coletado foi colocado em frascos de vidro com formol 10% para preservação das estruturas. O corante rosa de bengala foi adicionado para permitir visualização em estereomicroscópio.

Análise dos dados

Os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos foram analisados pelo Laboratório de Análises Físico-Químicas da Embrapa Suínos e Aves, de Concórdia. A metodologia analítica está descrita no Capítulo 9.

As análises quali-quantitativas de macroinvertebrados bentônicos foram realizadas no laboratório da Universidade do Contestado - Campus de Concórdia. Os organismos foram identificados com o auxílio de chaves de classificação propostas por Mugnai et al. (2010). Os macroinvertebrados coletados foram classificados em grupos funcionais (coletor-catador, coletor-filtrador, filtrador, fragmentado, parasita, predador e raspador) conforme Merritt et al. (2008). Para a correlação entre os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos com macroinvertebrados, foi utilizado o Coeficiente de Correlação de Pearson $P > 0,05$ no software Bioestat.

Para a determinação da riqueza, utilizou-se o nível taxonômico Família, considerando-se assim o número de famílias em cada ponto amostral.

O índice de Equitabilidade (E) expressa a forma pelo qual o número de indivíduos se encontra distribuído entre as espécies, indicando se as diferentes espécies possuem semelhança divergente. Foi calculado pelo índice de Pielou Evenness (E):

$$E = \frac{H}{\ln R}$$

Onde:

H: índice de diversidade de Shannon's

R: número de grupos identificados

O índice EPT foi obtido a partir da abundância de organismos das ordens *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera* dividida pelo total de indivíduos da amostra e multiplicado por 100. O resultado é um valor entre 0% e 100%. O índice EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*), baseado em Gonçalves e Menezes (2011) e Carrera-Reyes e Fierro-Peralvo (2001), representa organismos intolerantes a alterações na qualidade da água. O índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*), proposto por Junqueira et al. (2000), atribui valores de tolerância dos macroinvertebrados em relação aos poluentes presentes na água, ordenando famílias em dez grupos, onde as mais sensíveis recebem a maior pontuação. O índice BMWP considera uma pontuação maior para os organismos que são mais sensíveis, como, por exemplo, a família *Perlidae*, da ordem *Plecoptera* que possui pontuação 10, e menor para organismos mais tolerantes, como a ordem *Oligochaeta*, que possui pontuação 1.

Resultados e discussões

Análise dos parâmetros biológicos

No presente estudo, foram coletados 3.557 espécimes, distribuídos em 4 filos, 13 ordens e 47 famílias, pertencentes às classes *Turbellaria*, *Malacostraca*, *Bivalvia*, *Clitellata*, *Gastropoda* e *Insecta*, destacando-se esta última, com 9 ordens e 38 famílias (Tabela 1). Organismos da ordem *Diptera* (família *Chironomidae*) foram amostrados em todos os pontos e em maior frequência. O grupo funcional que predominou na microbacia do lajeado Clarimundo foi o dos predadores, seguido pelo dos raspadores, enquanto o dos parasitas foi o grupo com menor ocorrência no estudo (Figura 1). A maior abundância de macroinvertebrados bentônicos foi encontrada no ponto 1, totalizando 1.354 espécimes, e no ponto 3, com 717 espécimes; a menor abundância foi encontrada no ponto 4, com 408 espécimes (Figura 2).

Tabela 1. Macroinvertebrados encontrados entre out ubro de 2016 e setembro de 2017 da microbacia do lajeado Clarimundo.

Macroinvertebrados					Coletas						
Filo	Classe	Ordem	Família	Grupo funcional	P1	P2	P3	P4	P5	Total	
Anellida	Clitellata	Hirudinea	-	Predador	5	10	12	18	3	48	
		Oligochaeta	-	Coletor - catador	5	7	10	40	10	72	
		Collembola	-	Coletor - catador	1	1	5	6	5	18	
		Dytiscidae	Predador	1	9	9	5	1	25		
		Elmidae	Fragmentador	135	10	40	15	14	214		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Girínidae	Predador	8	5	10	3	3	29	
			Hexanchorus	Predador	3	5	1	4	1	14	
			Psephenidae	Raspador	10	2	3	8	2	25	
			Ceratopogonidae	Predador	1	1	1	1	1	5	
			Chironomidae	Predador e fragmentador	321	299	291	127	171	1.209	
		Diptera	Culicidae	Coletor - filtrador	5	0	3	1	10	19	
			Sciomyzidae	Parasita	10	1	3	3	7	24	
			Simuliidae	Coletor - filtrador	13	3	26	15	10	67	
			Stratiomyidae	Coletor - catador	4	0	1	0	4	9	
			Tabanidae	Predador	6	1	2	1	2	12	
Ephemeroptera	Baetidae	Coletor - catador	98	65	85	35	62	345			
	Caenidae	Raspador	5	11	8	10	8	42			
	Leptohyphidae	Coletor - catador	1	5	3	5	15	29			
	Leptophlebiidae	Coletor - catador	25	17	29	15	25	111			

Continua...

Tabela 1. Continuação.

Macroinvertebrados					Coletas						
Filo	Classe	Ordem	Família	Grupo funcional	P1	P2	P3	P4	P5	Total	
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	Raspador	0	1	0	3	0	4	
			Gerridae	Predador	0	0	0	1	0	1	
			Hebridae	Predador	0	0	1	0	0	1	
			Helotrephidae	Predador	0	0	0	0	3	3	
			Naucoridae	Predador	0	1	0	0	0	1	
			Pleidae	Predador	0	0	1	0	0	1	
			Pentatomidae	Predador	0	0	1	1	0	2	
			Vellidae	Predador	24	40	21	22	0	107	
		Megaloptera	Corydalidae	Predador	0	1	0	0	0	1	
			Calopterygidae	Predador	5	4	4	2	3	18	
			Libellulidae	Predador	15	12	11	2	2	42	
		Odonata	Megapodagrionidae	Predador	2	3	1	2	1	9	
			Perilestidae	Predador	2	4	7	2	5	20	
		Plecoptera	Gripopterygidae	Perilidae	Fragmentador	1	1	1	0	0	3
					Predador	92	24	36	24	24	200

Continua...

Tabela 1. Continuação.

Filó	Macroinvertebrados					Coletas					
	Classe	Ordem	Família	Grupo funcional		P1	P2	P3	P4	P5	Total
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Calamoceratidae	Predador		5	2	3	2	2	14
			Hydropsychidae	Coletor - filtrador	316	9	38	21	14	398	
			Leptoceridae	Predador	0	1	0	0	1	2	
			Odontoceridae	Rasador	0	1	0	0	0	1	
			Polycentropodidae	Coletor - filtrador	0	1	0	0	0	1	
			Sericostomatidae	Predador	0	1	0	0	0	1	
			Aeglideae	Coletor - catador	1	4	4	10	4	23	
			Talitridae	Coletor - catador	1	1	1	1	1	5	
				Filtrador	70	5	16	0	3	94	
				Rasador e filtrador	90	10	10	1	1	112	
Mollusca	Gastropoda	-	Lymnaeidae	Rasador e filtrador	25	5	2	0	1	33	
			Physidae	Rasador e filtrador	10	3	2	0	1	16	
			Planorbidae	Rasador e filtrador	15	2	2	0	0	19	
			Thiaridae	Rasador e filtrador	8	2	2	0	0	12	
Platyhelminthes	Tuberlaria	-	-	Predador	15	63	11	2	5	96	
					Total	3.557					

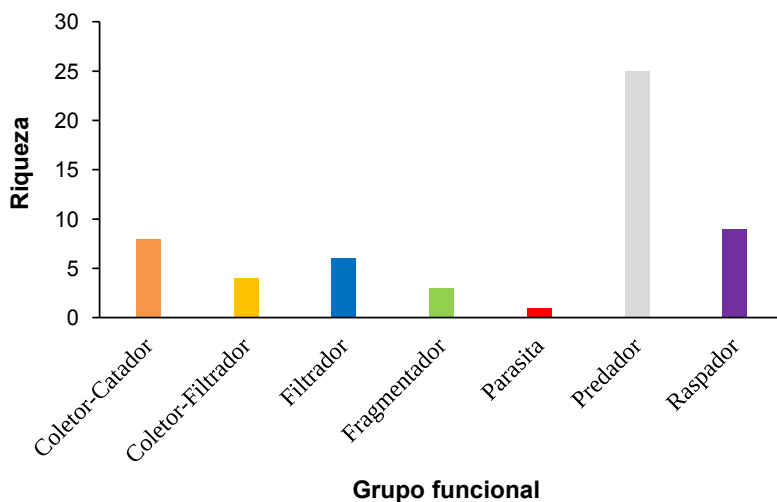


Figura 1. Riqueza de macroinvertebrados por grupo funcional.

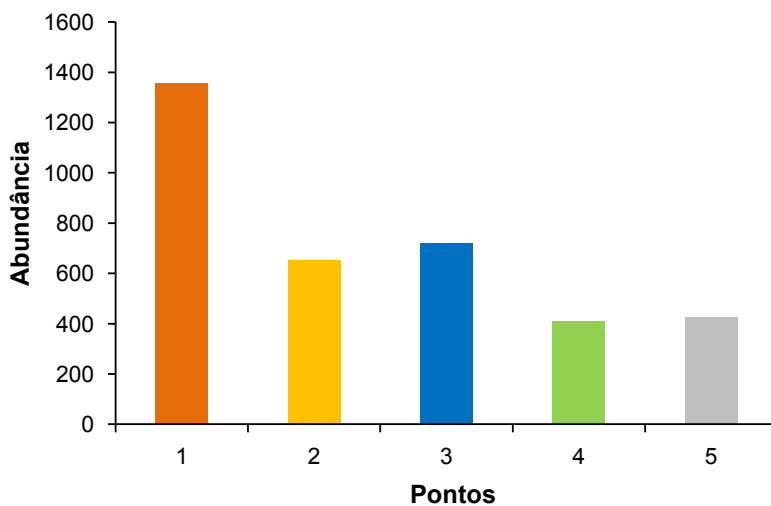


Figura 2. Abundância de macroinvertebrados coletados nos cinco pontos amostrais.

Os índices de Equitabilidade, analisados por pontos, na microbacia do lajeado Clarimundo, mostraram que o ponto 4 apresentou o maior valor ($E = 0,76$) e o ponto 5 o menor ($E = 0,64$) (Figura 3). A maior riqueza foi obtida no ponto 1 (49 táxons) e a menor no ponto 5 (36 táxons) (Figura 4).

Utilizando-se o índice EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*), pode-se inferir que a qualidade da água nos pontos 2, 3 e 4 do lajeado Clarimundo foi classificada como “ruim”, e nos pontos 1 e 5 como “regular” (Tabela 2).

Ao se analisar a qualidade da água do lajeado Clarimundo por meio do índice de BMWP, obteve-se valores de qualidade “aceitável”, no ponto 3, e de “duvidosa”, nos pontos 1, 2, 4 e 5 (Tabela 3).

Tabela 2. Qualidade da água baseado no índice EPT nos pontos amostrais do lajeado Clarimundo.

Ordens	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5
Ephemeroptera	129	98	125	65	110
Plecoptera	93	25	37	24	24
Trichoptera	321	15	41	23	17
EPT	40,0	21,1	28,1	27,4	35,5
	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Regular

Tabela 3. Qualidade da água baseado no índice BMWP nos cinco pontos amostrais do lajeado Clarimundo.

Pontos de coleta	Índice biótico	Classe	Qualidade	Significado
1	49	IV	Duvidosa	Águas poluídas, sistema alterado
2	58	IV	Duvidosa	Águas poluídas, sistema alterado
3	65	III	Aceitável	São evidentes efeitos moderados de poluição
4	49	IV	Duvidosa	Águas poluídas, sistema alterado
5	41	IV	Duvidosa	Águas poluídas, sistema alterado

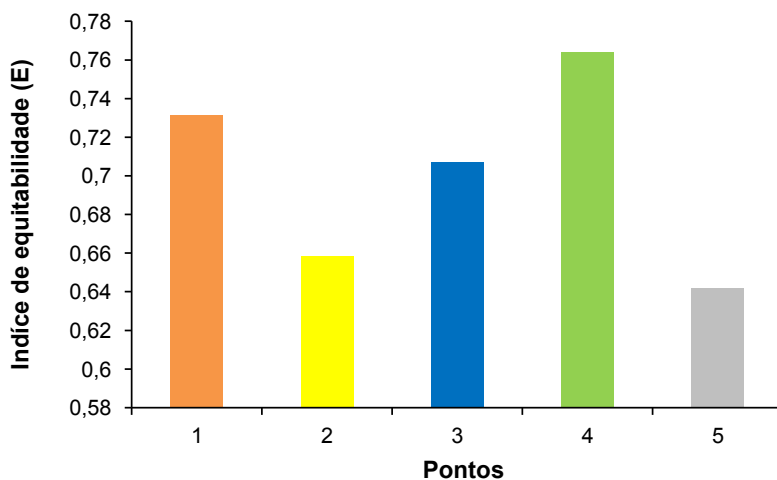


Figura 3. Equitabilidade de macroinvertebrados coletados nos cinco pontos amostrais.

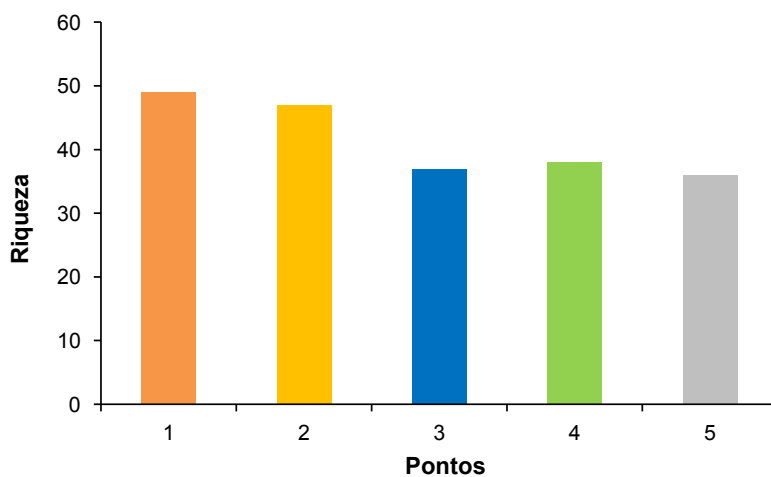


Figura 4. Riqueza de macroinvertebrados nos cinco pontos amostrais.

O único parâmetro físico-químico que apresentou correlação com a abundância de macroinvertebrados foi a concentração de nitrato (N-NO_3^-) ($P=0,01$). O nitrato em águas superficiais ou subterrâneas se origina principalmente de quatro fontes: escoamento de fertilizantes com nitrogênio (químicos ou orgânicos) em cultivos agrícolas; erosão do solo; esgoto humano depositado em sistemas sépticos; e deposição atmosférica (Baird; Cann, 2011). É possível que esta correlação esteja relacionada à distribuição de dejetos suínos no solo desta microbacia, proporcionando maior quantidade de nutrientes, especialmente para os organismos tolerantes à poluição.

Segundo Silva e Brotto (2014), a desnitrificação de nitrato e o seu consumo pelas plantas pode ocorrer em áreas florestadas que separam as propriedades rurais dos fluxos de água, baixando, assim, o risco de contaminação da água em áreas com vegetação. Áreas rurais com alto aporte de nitrogênio, com solos bem drenados e de pouca vegetação, são um risco particular para a contaminação de nitrato em águas superficiais e subterrâneas.

Analisando os parâmetros bacteriológicos (coliformes totais, *E. coli* e coliformes não *E. coli*) dos meses de out/16 a set/17, verificou-se a ocorrência de correlação significativa entre a concentração de bactérias na água em relação à quantidade de macroinvertebrados ($P<0,05$).

Tal resultado pode estar relacionado indiretamente à quantidade de matéria orgânica (fezes animais) presente na água, o que ocasiona maior quantidade de *E. coli*, servindo também de nutrientes para os macroinvertebrados.

Segundo a Resolução Conama nº 357 (Brasil, 2005), para águas de classe 2 os coliformes não podem passar de 1.000 NMP por 100 mL de água em 80% das amostragens no caso de realização de mais de seis amostras ao ano. Baseando-se neste critério, os resultados mostraram que o mês de setembro teve o maior índice nos três parâmetros analisados, quase no limite permitido.

Análises anteriores foram realizadas nos rios da região utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadora da qualidade da água. Os resultados destas análises indicaram que, de maneira geral, a qualidade da água está comprometida quando analisada a presença de organismos tolerantes e resistentes à poluição (Lima, 2016). Battistoni et al. (2010)

verificaram, em estudo realizado na parte baixa do rio Jacutinga, que o índice de diversidade de Margalef variou de 0,423 a 0,982, considerado relativamente baixo. Santestevan (2004) analisou a qualidade da água da sub-bacia do lajeado Fragosos por meio do Índice BMWP. O estudo apontou que todos os pontos de coleta apresentaram poluição severa e baixa taxa de diversidade, o que indica que o ecossistema se encontra bastante impactado.

Considerações gerais

O índice EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*) classificou a água de “regular” a “ruim”, e o índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) classificou como qualidade “duvidosa” a maior parte dos pontos amostrados. Com base nesses índices de avaliação dos macroinvertebrados bentônicos, pode-se inferir que a qualidade da água da microbacia do lajeado Clarimundo está comprometida.

Outro aspecto constatado foi a dominância da ordem Diptera (família *Chironomidae*) em todos os pontos e em todas as campanhas de coletas, indicando preocupação com a qualidade da água, pois este grupo de insetos representa organismos altamente resistentes à poluição orgânica. Este aspecto pode estar afetando os baixos índices de diversidade encontrados neste estudo. A ocorrência dessa dominância pode estar associada à presença de material de origem fecal na água, oriunda do manejo inadequado dos dejetos suínos, que são usados como fertilizantes, aumentando a carga de matéria orgânica na água, afetando a biodiversidade do meio aquático.

Para evitar tais impactos, sugerem-se medidas de tratamento dos resíduos agropecuários mais eficazes e maior controle do *input* do material lixiviado, com o objetivo de melhorar a qualidade da água e, consequentemente, os índices mensurados da biodiversidade dos macroinvertebrados bentônicos. Sugere-se, especialmente para este corpo d'água, destinação adequada para os dejetos suínos, dada a grande concentração de animais na microbacia, e um esforço de recuperação das áreas degradadas, com plantas nativas, para que possam auxiliar na retenção dos contaminantes nos eventos de precipitação, impedido que os mesmos cheguem à água em quantidades excessivas.

Referências

- BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.
- BATTISTONI, D.; ARALDI-FAVASSA, C. T.; TRIQUES, R.; BARP, E. A.; RODRIGUES, G. G. Composição faunística de macroinvertebrados bentônicos ocorrentes na parte baixa do rio Jacutinga, Concórdia, SC. **Ágora, Revista de Divulgação Científica**, v. 17, n. 2, p. 20-31, 2010. DOI: 10.24302/agora.v17i1.48.
- BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. p. 58-63. Alterada pelas Resoluções nº 370, de 2006, nº 397, de 2008, nº 410, de 2009, e nº 430, de 2011. Complementada pela Resolução nº 393, de 2009.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, mar.2003. DOI: 10.1590/S0102-311X2003000200013.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001. DOI: 10.21168/rbrh.v6n1.p71-82.
- CARRERA-REYES, C.; FIERRO-PERALVO, K. **Manual de monitoreo de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua**. Quito: Ecociência, 2001. 64 p.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- GONÇALVES, F. B.; MENEZES, M. S. A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 26-36, nov. 2011. DOI: 10.1590/S1676-06032011000400002.
- HAUER, R.; RESH, V. H. Benthic Macroinvertebrates. In: HAUER, R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). **Methods in Stream Ecology**. San Diego : Academic Press. 1996.
- HEINO, J. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshwater Reviews**, v. 2, n. 1, p. 1-29, Oct. 2009. DOI: 10.1608/FRJ-2.1.1.
- LIMA, J. S. Bioindicação, biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos. **Techoje**, Belo Horizonte, MG, 2001.
- LIMA, K. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água na parte baixa do Rio Jacutinga, Concórdia, SC**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Contestado, Concórdia, SC.
- OLIVEIRA, A.; MORGAN, F. L.; MORENO, P.; CALLISTO, M. Inventário da fauna de insetos aquáticos na estação Ambiental de Peti (CEMIG). In: SILVEIRA, F. (Ed.) **Anais da ANEEL - projeto Peti/UFMG**. Belo Horizonte: EDUFMG, 2005. p. 25-30.

QUEIROZ, J. F. de; TRIVINHO-STRIXINO, S; NASCIMENTO, V. M. da C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 4 p. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 3).

ROSENBERG, D. M., RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H.(Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 1-9.

SANTESTEVAN, F. G. T. **Biomonitoramento, utilizando macroinvertebrados como indicadores integrado às variáveis físico-químicas de qualidade da água** - estudo de caso na sub-bacia hidrográfica do lajeado dos fragosos no município de Concórdia/SC-Brasil. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SILVA, L. C. M; BROTO, M. E. **Nitrato em água: ocorrência e consequências**. São Paulo: Escola Superior de Química, Faculdades Oswaldo Cruz, 2014.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 7 p. il. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 19).

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 59, p. 181-186, 2002.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. Ecossistemas de Águas Interiores. In: **ÁGUA qualidade, padrões de potabilidade e poluição**. São Paulo: 1969. p.195-22.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 631 p.



Foto: Alexandre Matthiensen

Capítulo 12

Avaliação da toxicidade celular e parâmetros reprodutivos do peixe *Danio rerio*

Neide Armiliato
Celí Teresinha Araldi Favassa
Mariane Spudeit Dal Pizzol
Tainan Filipe da Silva
Letícia Aparecida Nascimento Ortigara
Kamilla Bleil do Carmo

Introdução

Santa Catarina é um estado tradicionalmente produtor de suínos (Belli et al., 2007), havendo interesse e preocupação crescente do governo e da população sobre o impacto ambiental causado pela concentração dessa atividade. A suinocultura tem grande destaque econômico na região Sul do Brasil e, juntamente com a avicultura, dá sustentação ao desenvolvimento local, em meio ao cenário nacional e internacional. Porém, a suinocultura, em especial, tem grande potencial poluidor, pois a carga de dejetos se transformou num fator de desequilíbrio ambiental, entre os quais se destacam a morte de peixes, a proliferação de borrachudos e moscas e a contaminação de recursos hídricos por nitrogênio, fosfato e organismos patogênicos (Assis; Moratori, 2007; Seganfredo, 2007). Assim, devido às razões expostas, existe uma preocupação crescente do governo e da população pelo impacto ambiental causado pela concentração dessa atividade. Tanto que a Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento (Santa Catarina, 1994) afirma que o poder poluente dos dejetos de suínos, em volume, é de 10 a 12 vezes superior ao do esgoto sanitário, sendo, em alguns aspectos, até 100 vezes maior. Corroborando tal posicionamento, podemos citar o estudo realizado por Techio et al. (2011), que demonstrou o potencial genotóxico de dejetos de suínos por meio de bioensaios de cabelo estaminal e micronúcleos em *Tradescantia*.

No oeste de Santa Catarina, a agricultura é a atividade econômica predominante, visando à produção de milho e soja, ambos destinados principalmente à pecuária e à criação de suínos e aves. A economia do município de Concórdia tem por base a agroindústria, predominando a suinocultura, a avicultura, a pecuária de leite, as culturas agrícolas e a indústria alimentícia (Santa Catarina, 1997). Conforme demonstrado em trabalhos prévios, dentre as atividades primárias desenvolvidas na região, a suinocultura tem se apresentado como importante fator para o desencadeamento de problemas ambientais em relação aos recursos hídricos, onde os resíduos das atividades de criação, os dejetos, podem ser caracterizados como poluidores de grande magnitude (Assis; Moratori, 2007).

A questão do correto manejo dos dejetos desta atividade é bastante relevante uma vez que em bacias hidrográficas com alta concentração de suínos é necessária a incorporação do dejetos suíno ao solo como alternativa da ciclagem dos nutrientes gerados pela atividade, como ocorre no oeste de Santa Catarina (Santa Catarina, 2008). Os dados oficiais disponíveis vêm demonstrando que as áreas aptas para aplicação de dejetos nas propriedades suinícolas no Sul do Brasil não comportam a totalidade dos dejetos nelas produzidos, indicando que as quantidades estão acima da taxa de absorção das plantas e do solo, trazendo riscos aos mananciais, por escoamento superficial, lixiviação e percolação (Seganfredo, 2007).

A aplicação de dejetos normalmente excede a capacidade de ciclagem de nutriente no solo, e pode levar à ocorrência de impactos ambientais que estão associados às doses de dejetos em questão. A aplicação sistemática de doses elevadas e sucessivas de dejetos suínos, ao longo dos anos e nas mesmas áreas, pode causar sérios problemas de degradação no solo e na água com a acumulação de nitrogênio, fósforo, metais e outras espécies químicas. Nitrogênio (N_2) e fósforo (P) são nutrientes importantes do ponto de vista agrícola, podendo resultar em aumento de produtividade, porém são também associados à elevação dos riscos de degradação ambiental (Mattias, 2006).

Excesso de P no ambiente pode provocar diversos impactos negativos, com especial referência à qualidade das águas como, por exemplo, a eutrofização. A eutrofização é o enriquecimento nutritivo excessivo da água; pode ser causada por drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais de cidades, detergentes, rejeitos de minas e drenagem de dejetos (humanos e animais). As maiores fontes de poluição a partir dos agrossistemas são a drenagem de N_2 e P aplicados no solo além da adição de resíduos orgânicos da pecuária. Os fertilizantes utilizados frequentemente escoam pela lixiviação do solo, devido à ação da chuva e do vento (Esteves, 2011).

Muito se conhece sobre os efeitos indiretos da poluição por nutrientes, porém há poucas informações locais sobre seu efeito direto nos organismos. Foi realizada a exposição de peixes *Dano rerio* a diferentes concentrações de fosfato (PO_4) para investigar a ocorrência de efeitos deletérios. Para tanto, foram utilizados os seguintes indicadores: morfometria, morfologia, índice gonadossomático e o percentual de micronúcleos.

Metodologia

Organismo, aclimação e parâmetros indicadores

Para este estudo, foram utilizados exemplares adultos do peixe *Danio rerio* da linhagem *Wild-Type* (Figura 1) adquiridos no comércio local e transportados em embalagens apropriadas ao Laboratório de Análise Ambiental da Universidade do Contestado (UnC), onde foram realizados os ensaios.

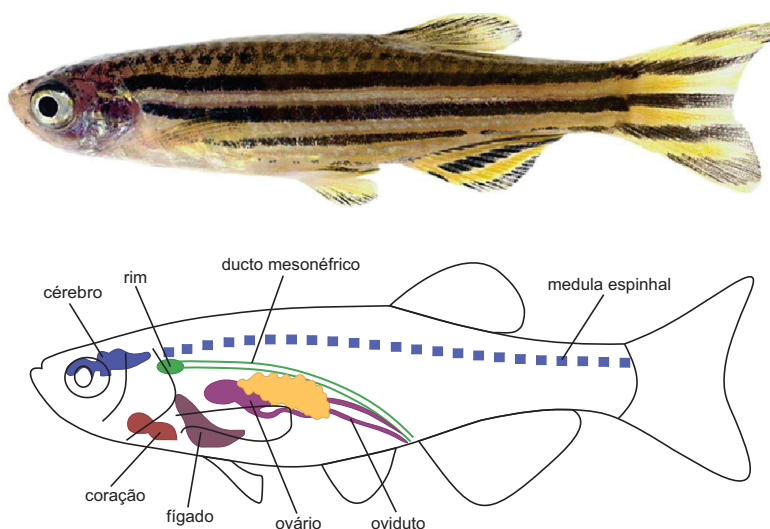


Figura 1. *Danio rerio* (zebrafish) e representação de órgãos internos, destacando a localização do ovário.

A aclimação dos peixes foi realizada em aquário de 20 L, contendo água declorada e mantidos a densidade de 1 g de peixe/L, por um período de 5 dias, com aeração constante da água, temperatura de 25 °C (± 1), pH 7 (± 1) e fotoperíodo natural, condições consideradas ideais para o bem-estar e manutenção de *D. rerio* em aquário (Howells; Betts, 2009). Os peixes foram alimentados diariamente com ração comercial para peixe (Tetramin®), composta por farinha de peixe, levedura seca de cana de açúcar, arroz integral, farinha de camarão, glúten de trigo, farelo de aveia, óleo de peixe refinado, proteína de batata, farelo de soja, óleo de soja refinado, algas marinhas cal-

cárias, sorbitol, lecitina de soja, fosfato monocálcico, vitamina C, etoxiquin, beta caroteno, bixina e corantes artificiais amarelo crepúsculo, amarelo tartrazina, azul indigotina e vermelho eritrozina.

Para avaliação dos efeitos deletérios, foram avaliados os seguintes indicadores: morfometria, morfologia, índice gonadosomático e o percentual de micronúcleos.

Delineamento experimental

Para contemplar os objetivos propostos, foram constituídos cinco grupos experimentais, conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1. Distribuição dos grupos experimentais de acordo com a concentração de fosfato, concentração de dicromato de potássio (controle positivo) e ausência de fosfato e dicromato de potássio (controle).

Grupo fêmeas	Classificação	NaH ₂ PO ₄ (mg/L)	K ₂ Cr ₂ O ₇ (mg/L)
1	Baixa faixa	0,4 a 0,5	-
2	Média faixa	1,0 a 1,7	-
3	Alta faixa	2,5 a 2,7	-
4	Controle	-	-
5	Controle positivo	-	2,5

As fêmeas foram expostas ao fosfato em água do aquário, nas mesmas condições de temperatura, pH, fotoperíodo natural e alimentação, como no período de aclimação.

As fêmeas expostas ao dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) foram utilizadas como controle positivo, considerando que este composto é comprovadamente mutagênico. As fêmeas destinadas à avaliação dos micronúcleos (MN) foram expostas por três dias às concentrações de fosfato. As fêmeas não expostas foram mantidas em aquários sem adição do fosfato, utilizadas como grupo controle. Após este período, foram retiradas três fêmeas de cada aquário, coletado sangue das brânquias para análise dos micronúcleos. Os demais exemplares permaneceram expostos por um período de 15 dias para avaliação da toxicidade, análise dos ovários e avaliação do índice gonadosomático (IGS). Este procedimento foi realizado em duplicata.

Identificação de micronúcleos

Para avaliar o efeito genotóxico do fosfato, foi realizada a identificação de micronúcleos em hemácias. Os micronúcleos são fragmentos de cromossomo, que podem ocorrer espontaneamente, porém de frequência baixa, mas são principalmente decorrentes da exposição a fatores ambientais durante a mitose. Foi realizado o teste de micronúcleos desenvolvido por Schmid (1975) e adaptado para peixes por Hooftman e De Raat (1982). Para tal, o sangue dos peixes dos grupos experimentais foi coletado dos vasos branquiais e, em seguida, foram realizados esfregaços deste sangue em lâminas histológicas. A coleta de sangue foi realizada com auxílio de seringa previamente heparinizada em quantidade suficiente para dois esfregaços. Após secar por 12 horas à temperatura ambiente, as lâminas foram fixadas em metanol por 10 minutos e, em seguida, coradas com Giemsa (5%), por 25 minutos. As lâminas foram lavadas em água destilada e secas à temperatura ambiente. A observação da frequência de micronúcleos nas hemácias foi realizada ao microscópio de luz Olympus (100 X), sendo analisadas 2 mil células por peixe. Os critérios para identificação do micronúcleos são o tamanho, a forma e a coloração. As lâminas foram processadas no Laboratório de Análise Ambiental da UnC - Concórdia para secagem, fixação, coloração e análise. Com base nestas amostragens, foi possível realizar um estudo de genotoxicidade através da frequência de micronúcleos nas hemácias dos peixes.

Análise dos ovários e índice gonadossomático (IGS)

Após o período de 15 dias de exposição dos peixes, os mesmos foram anestesiados com hidrocloreto de benzocaína diluídos na concentração de 100 mg/L de água, conforme estudo realizado por Gimbo et al., (2008). Em seguida foram verificadas as medidas de peso (g) e de comprimento total (cm) dos peixes, esta última obtida pela distância entre a extremidade final da nadadeira caudal até a extremidade anterior da cabeça. As fêmeas foram dissecadas e os ovários retirados e pesados para o cálculo do IGS, segundo a fórmula abaixo, modificado de (Silva et al., 2012).

$$\frac{\text{Peso fresco da gônada}}{\text{Peso fresco do animal}} \times 100$$

Microscopia de luz

Para a análise em microscopia de luz, os ovários foram fixados em solução de *Bouin* alcoólica por 24 horas e conservadas em álcool 70%. Os ovários foram desidratados em série alcoólica crescente de 70% a 100% e diafanizados em xilol, incluídos em parafina e seccionados a 2 µm. As secções foram desparafinizadas em xilol e hidratadas em série alcoólica decrescente de 100% a 70% para posterior realização das colorações com hematoxilina-eosina (HE).

Para análise da morfologia, as secções coradas com HE foram analisadas ao microscópio de luz (100 X e 1.000 X). As lâminas histológicas foram confeccionadas no Laboratório de Sanidade e Genética Animal da Embrapa Suínos e Aves, em Concórdia.

Os resíduos do ensaio, como a água e os peixes, foram encaminhados para o descarte em empresa especializada. Esse procedimento foi realizado com todos os grupos de peixes do delineamento experimental.

Todos os experimentos foram realizados de acordo com as diretrizes da Comissão de Ética no uso de Animais (Ceua) da Embrapa Suínos e Aves, em concordância com a Orientação Técnica Conceia nº 8, de 18 de março de 2016 .

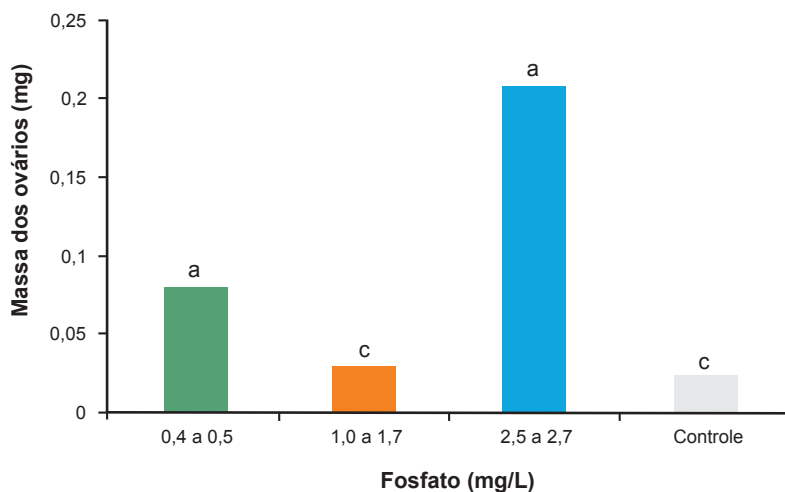
Análise estatística

Os resultados quantitativos foram analisados no programa estatístico Statistica® versão 10 para Windows. As diferenças significativas entre os grupos foram analisadas através do teste de análise de variância de uma via (One-Way ANOVA), seguido de teste *post hoc* de Tukey, com a significância de $p \leq 0,05$.

Resultados e discussão

A média dos ovários de *D. rerio* expostos às concentrações 2,5 mg/L a 2,7 mg/L e 0,4 mg/L a 0,5 mg/L de fosfato apresentaram diferença estatisticamente significativa quando comparadas ao grupo controle. Considerando que o fósforo, na alimentação de peixes, tem como ação principal a função

estrutural (Albrektsen et al., 2009), as fêmeas que ficaram expostas em uma concentração maior de fosfato na água do aquário (2,5 mg/L a 2,7 mg/L) tiveram ganho de massa ovariana (Figura 2).



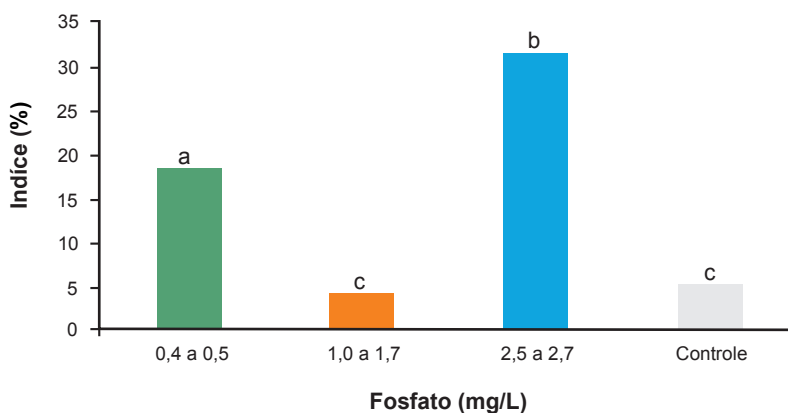
Letras diferentes indicam diferença significativa ($p \leq 0,05$), letras iguais indicam que não houve diferença estatística.

Figura 2. Valores médios da massa dos ovários de *D. rerio* (nove animais) dos grupos experimentais expostos ao fosfato (NaH_2PO_4): 0,4 a 0,5 mg/L; 1,0 a 1,7 mg/L; 2,5 a 2,7 mg/L e o grupo controle.

Furuya et al. (2008) determinaram a exigência de fósforo disponível em 0,52% para juvenis de tilápia do Nilo, enquanto o ganho de massa demonstrou diferenças significativas, sendo superior nos peixes alimentados com quantidades mais elevadas de fósforo. Em estudo com bacalhau-do-atlântico (*Gadus morhua* L.), observou-se, que dentre os macronutrientes avaliados, o fósforo foi o único que apresentou correlação positiva com a fertilização e eclodibilidade dos ovos, confirmando sua importância no desenvolvimento embrionário (Lanes et al., 2012). Além da participação do fósforo nas estruturas celulares na forma de membranas fosfolipídicas, no metabolismo e transferência de energia na forma de ATP e outros fosfatos ricos em energia, a presença desse mineral na molécula de fosvitina exerce função importante na vitelogênese (Craik; Harvey, 1984).

Índice gonadossomático (IGS)

O IGS funciona como um indicador bastante eficiente do estado funcional das gônadas (Figura 3). A determinação do IGS permite avaliar a maturação das células germinativas e, por consequência, o momento do ciclo reprodutivo. Desde 1995, o IGS tem sido utilizado com maior frequência para verificar alterações nas gônadas de peixes expostos a poluentes, fornecendo informações úteis da espermatogênese (Kime, 1995).



Letras diferentes indicam diferença significativa ($p \leq 0,05$), letras iguais indicam que não houve diferença estatística.

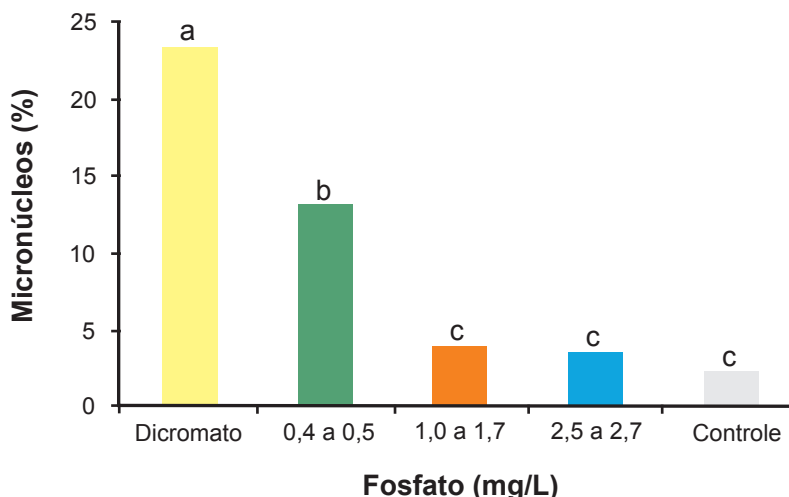
Figura 3. GS dos grupos experimentais (nove animais) expostos ao fosfato (NaH_2PO_4): 0,4 a 0,5 mg/L; 1,0 a 1,7 mg/L; 2,5 a 2,7 mg/L e o grupo controle.

Houve aumento estatístico significativo do IGS das fêmeas expostas às concentrações de 0,4 mg/L a 0,5 mg/L e 2,5 mg/L a 2,7 mg/L de fosfato quando comparado às fêmeas do grupo controle. Supõe-se que o aumento do IGS das fêmeas expostas se deve a maior concentração de fosfato, ou seja, decorrente da utilização do fosfato como nutriente, levando a um aumento de volume citoplasmático das células e/ou no número de células germinativas. Observou-se redução do IGS em relação à concentração de 1,0 mg/L a 1,7 mg/L de glifosato. Sugere-se que esse resultado pode estar associado a um erro de medida e possível heterogeneidade da amostra.

Micronúcleo

Os resultados evidenciam que as fêmeas expostas ao fosfato por um período de três dias apresentaram percentuais inferiores de micronúcleos quando comparadas ao grupo de fêmeas expostas ao $K_2Cr_2O_7$ por este ser um composto altamente mutagênico, utilizado como controle positivo.

Neste estudo, foram contadas 2 mil células por lâmina e identificados os micronúcleos das hemácias das brânquias dos grupos experimentais. O grupo de fêmeas expostas ao $K_2Cr_2O_7$ apresentou 23,33% de micronúcleos, diferindo estatisticamente dos demais grupos experimentais (Figura 4).



Letras diferentes indicam diferença significativa ($p \leq 0,05$), letras iguais indicam que não houve diferença estatística.

Figura 4. Comparativo dos percentuais de micronúcleos dos grupos experimentais (nove animais).

A análise dos percentuais de micronúcleos demonstra que o fosfato, nas concentrações testadas, apresentou baixa mutagenicidade. Portanto, supõe-se que o número reduzido de micronúcleos observados nos grupos experimentais pode ser resultado da formação espontânea durante o processo natural de divisão celular. A origem dos micronúcleos se dá durante a divisão celular, devido à quebra cromossômica ou atraso cromossômico na anáfase. Neste caso, os fragmentos cromossômicos, resultantes de quebras, podem não ser incorporados ao núcleo principal das células-filhas após a mitose. Um envoltório nuclear se forma em torno do fragmento, o qual é visível como um pequeno núcleo separado do núcleo principal da célula (Ribeiro, 2003). Danos cromossômicos estruturais estão relacionados com exposição direta do agente mutagênico com o DNA e/ou com defeitos intracelulares na replicação do DNA, recombinação ou mecanismo de reparo (Fenech, 2000).

Analizando os percentuais de micronúcleos dos grupos experimentais (expostos ao fosfato) em relação ao grupo controle positivo ($K_2Cr_2O_7$), observou-se diferença significativa. Esse resultado esperado confirma o efeito mutagênico do dicromato de potássio. Portanto, constata-se que o fosfato, nestas concentrações, comparando com o controle positivo, não é mutagênico, já que os resultados apresentaram diferença significativa ($p \leq 0,05$) apenas quando os grupos experimentais expostos ao fosfato foram comparados ao controle positivo.

Morfologia ovariana

Os resultados evidenciaram que tanto os grupos expostos ao fosfato, como o grupo controle, apresentaram morfologia das ovogônias e dos ovócitos semelhante ao descrito na literatura (Armiliato et al., 2014) sendo possível sugerir que as concentrações de fosfato utilizadas neste estudo não comprometeram o padrão morfológico de organização destas células (Figura 5).

O ovócito é a célula embrionária feminina que se diferencia através de processos mitóticos dando origem aos demais estágios germinativos. Comparando morfológicamente os ovários dos diferentes grupos experimentais, neste estudo, não foram observadas diferenças ou alterações na morfologia gonadal.

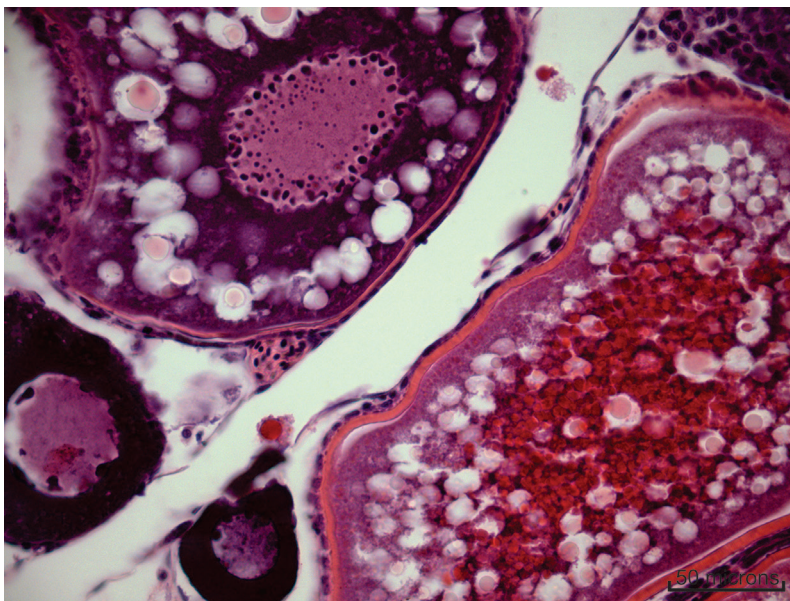


Foto: Neide Armiliato

Figura 5. Secção de ovário de *D. rerio* submetido à coloração de HE. Diferentes tipos morfológicos de células ovarianas.

Considerações finais

A partir do desenho experimental que proporcionou a investigação dos efeitos do fosfato nos ovários de *D. rerio*, podemos considerar que:

- Não houve comprometimento da biometria corporal dos peixes, porém, o fosfato induziu (após 15 dias de exposição) a um aumento no peso do ovário, o que se refletiu no aumento do IGS.
- Embora tenha afetado o IGS, a exposição ao fosfato por 15 dias não alterou a morfologia nem a organização dos ovócitos e das ovogônias.
- Não foi comprovada ação mutagênica do fosfato nas hemácias dos peixes expostos.

- Os efeitos adversos do fosfato sobre os ovócitos demonstrados aqui são uma importante preocupação com a reprodução de peixes. Portanto, estes resultados indicam a necessidade da investigação de outros parâmetros indicadores, no sentido de contribuir para a avaliação completa dos efeitos do fosfato sobre a reprodução.

Referências

ALBREKTSSEN, S.; HOPE, B.; AKSNES, A. Phosphorous (P) deficiency due to low P availability in fishmeal produced from blue whiting (*Micromesistius poutassou*) in feed for underyearling Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt. **Aquaculture**, v. 296, n. 3-4, p. 318-328, Nov. 2009. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2009.08.033.

ARMILIATO, N.; AMMAR, D.; NEZZI, L.; STRALIOTTO, M.; MULLER, Y. M.; NAZARI, E. Changes in ultrastructure and expression of steroidogenic factor-1 in ovaries of zebrafish *Danio rerio* exposed to glyphosate. **Journal of Toxicology and Environmental Health Part A**, v. 77, n. 7, p. 405-414, 2014. DOI: 10.1080/15287394.2014.880393.

ARMILIATO, N. **Toxicidade celular e bioquímica do glifosato sobre os ovários do peixe *Danio rerio***. 2014. 96 f. Tese (Doutorado em Biologia Celular e do Desenvolvimento) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

ASSIS, F. O.; MURATORI, A. M. Poluição hídrica por dejetos de suínos: um estudo de caso na área rural do município de Quilombo, Santa Catarina. **Revista Eletrônica Geografar**, v. 2, n. 1, p. 42-59, jan/jun. 2007.

BELLI FILHO, P.; SILVA, G. P.; SANTO, C. L.; LISBOA, M. H.; CARMO, J. R. Avaliação de impactos de odores em bacias hidrográficas com produções de suínos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.12, n.3, p. 252-258, jul/set 2007.

CLARKE, R.; KING, J. **O atlas da água**. São Paulo: Publifolha, 2005. 128 p.

CRAIK, J. C. A.; HARVEY, S. M. Egg quality in rainbow trout - the relation between egg viability, selected aspects of egg composition, and time of stripping. **Aquaculture**, v. 40, p. 115-134, July 1984. DOI: 10.1016/0044-8486(84)90350-8.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FENECH, M. The *in vitro* micronucleus technique. **Mutation Research**, v. 455, p. 81- 95, Nov. 2000. DOI: 10.1016/S0027-5107(00)00065-8.

FURUYA, W. M.; FUJII, K. M.; SANTOS, L. D. dos; CASTRO-SILVA, T. S. de; SILVA, L. C. R. da; PINSETA SALES, P. J. Available phosphorus requirements of juvenile Nile tilapia. **Revista Brasileira De Zootecnia**, v. 37, p. 1517-1522, 2008.

HOOFTMAN, R. N.; DE RAAT, W. Induction of nuclear anomalies (micronuclei) in the peripheral blood erythrocytes of the eastern mudminnow *Umbra pygmaea* by ethyl methanesulphonate. **Mutation Research Letters**, v. 104, p. 147-152, Apr. 1982. DOI: 10.1016/0165-7992(82)90136-1.

HOWELLS, L.; BETTS, T. A beginner's guide to the zebrafish (*Danio rerio*). **Animal Technology and Welfare**, v. 8, n. 3, p. 117-163, 2009.

KIME, D. E. The effects of pollution on reproduction in fish. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 5, p. 52-95, 1995. DOI: 10.1007/BF01103366.

LANES, C. F. C.; BIZUAYEHU, T. T.; BOLLA, S.; MARTINS C.; FERNANDES, J. M. de O.; BIANCHINI, A.; KIRON, V.; BABIAK, I. Biochemical composition and performance of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) eggs and larvae obtained from farmed and wild broodstocks. **Aquaculture**, v. 324-325, p. 267-275, Jan. 2012. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2011.10.036.

LUZIA, A. P. **Limnologia e Grau de Trofia dos Reservatórios em Cascata do rio Tietê (Médio e Baixo Tietê, São Paulo)**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 16 f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

RIBEIRO, L. R. Teste do micronúcleo em medula óssea de roedores *in vivo*. In: RIBEIRO, L. R.; SALVADORI, D. M. F.; MARQUES, E. K. (Org.). **Mutagênese Ambiental**. Canoas: Ulbra, 2003. p. 173-200.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. **Mapeamento temático geral do estado de Santa Catarina**. Florianópolis: FATMA, 2008. 1 CD.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento. **Manual de uso, manejo e conservação do solo e da água: projeto de recuperação, conservação e manejo dos recursos naturais em microbacias hidrográficas**. 2.ed. rev. atual. ampl. Florianópolis: EPAGRI, 1994. 384 p.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina: diagnóstico geral**. Florianópolis: Instituto CEPA, 1997. 163 p.

SCHMID, W. The micronucleus test. **Mutation Research/Environmental Mutagenesis and Related Subjects**, v. 31, p. 9-15, 1975. DOI: 10.1016/0165-1161(75)90058-8.

SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 302 p.

SILVA, D. A. da; PESSOA, E. K. R.; COSTA, S. A. G. L. da; CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S. Ecologia reprodutiva de *Astyanax lacustris* (Osteichthyes: Characidae) na Lagoa do Piató, Assú, Rio Grande do Norte, Brasil. **Biota Amazônica**, Macapá, v. 2, n. 2, p. 54-61, 2012.

TECHIO, V. H.; STOLBERG, J.; KUNZ, A.; ZANIN, E.; PERDOMO, C. C. Genotoxicity of swine effluents. **Water Science and Technology**, v. 63, p. 971, 2011. DOI: 10.2166/wst.2011.278.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Lagos e reservatórios: qualidade da água: o impacto da eutrofização**. São Carlos: IIE, 2008.



Foto: Alexandre Matthiensen

Capítulo 13

Parâmetros tróficos da qualidade da água
e estrutura da comunidade fitoplanctônica
no reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá

Jonatas Alves
Alexandre Matthiensen
Mauricio Mello Petrucio

Introdução

Os estudos em ecossistemas naturais impactados têm se tornado bastante corriqueiros nos dias atuais, especialmente em ambientes aquáticos continentais. Estes estudos visam, entre outros objetivos, avaliar e monitorar parâmetros para determinar a qualidade ambiental destes ecossistemas, investigando a real influência das atividades humanas sobre eles.

Até pouco tempo atrás, a água era considerada um recurso natural inesgotável. Porém, o crescimento populacional desordenado e o consequente aumento da demanda por alimentos e produtos industrializados tornaram-na um bem cada vez mais valioso e, em alguns casos, bastante disputado (Freitas, 2008). No Brasil, mesmo com a aparente “grande quantidade” de água existente, a preocupação com a qualidade hídrica demorou a ser levada em consideração (Resende, 2002). Atualmente, a grande maioria dos cursos de água que percorrem o território brasileiro sofreram e/ou ainda sofrem algum tipo de degradação, geralmente associada ao uso e ocupação do solo nas áreas próximas a estes mananciais (Resende, 2002).

A disponibilidade e a qualidade da água são alteradas principalmente em função dos elementos e condições ambientais do território da bacia hidrográfica, considerando, para tanto, o relevo, a composição do solo, a cobertura vegetal e os tipos de uso/ocupação do solo da região (Pinto et al., 2004). Nesta perspectiva, os mananciais (tanto de superfície quanto subterrâneos) podem ser considerados ecossistemas altamente susceptíveis e frágeis, uma vez que são integradores dos fenômenos ocorrentes em toda a área da bacia hidrográfica.

Inúmeros problemas relacionados à qualidade da água podem ser atribuídos ao mau uso e/ou manejo do solo, em especial quando consideramos os processos de urbanização/industrialização e as atividades agrícolas realizadas no território da bacia. Em geral, o uso e o manejo da terra em áreas urbanas têm sido associados com a poluição orgânica, por metais pesados, efluentes domésticos e industriais e nutrientes em geral. Já em áreas agrícolas, a ocupação da terra tem forte influência sobre as concentrações de compostos tóxicos e de nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo) na água (Menezes et al., 2016).

Para Merten e Minella (2002), as atividades agropecuárias são a principal fonte de contaminação dos corpos hídricos, tendo um expressivo potencial de degradação e comprometimento da qualidade da água. No entanto, quando consideramos a poluição associada às atividades agrícolas, observamos geralmente um padrão de contaminação difusa, o que torna difícil monitorar a origem dos contaminantes. O cultivo de grãos e pastagens e a criação de animais (especialmente na suinocultura e avicultura), por exemplo, além de demandarem grandes quantidades de água e necessitarem de extensas áreas, geram grandes quantidades de dejetos e efluentes, os quais, quando não tratados adequadamente, contêm uma elevada carga de nutrientes e também de patógenos (Kunz et al., 2005). Durante as chuvas, estes dejetos podem ser escoados para os rios ou percolam para as reservas de águas subterrâneas, contaminando, em ambos os casos, uma grande parcela dos recursos hídricos locais. Neste caso, é esperado que os principais corpos d'água da bacia hidrográfica recebam e acumulem grande parte dos contaminantes diluídos e/ou carregados ao longo do território drenado pelas sub-bacias adjacentes.

A adição destes compostos poluentes nos cursos d'água pode desestabilizar os processos ecológicos em nível local e regional, principalmente pela alteração dos chamados parâmetros tróficos da qualidade da água, tais como concentração de nutrientes, sólidos dissolvidos, pH, oxigênio dissolvido e aspectos microbiológicos. As flutuações espaciais e temporais destes parâmetros, por sua vez, podem modificar processos relacionados ao estado trófico do corpo hídrico, seja pela desorganização das redes tróficas, alterações dos padrões de dominância, bioacumulação de compostos tóxicos, eutrofização, etc.

Independentemente da fonte poluidora, a adição de contaminantes e poluentes nos cursos hídricos certamente resulta em alterações ambientais que poderão comprometer os processos ecológicos locais e regionais, afetando a distribuição e composição das comunidades em todos os níveis tróficos, especialmente nos grupos-chave, como é o caso do fitoplâncton. Neste sentido, estudos que considerem a caracterização e o monitoramento dos parâmetros tróficos da qualidade da água, bem como da estrutura das comunidades fitoplanctônicas, tornam-se indispensáveis para a avaliação dos danos causados pelas atividades humanas em ecossistemas aquáticos impactados.

Assim, o presente estudo objetivou caracterizar o estado trófico e a estrutura das comunidades fitoplanctônicas em um reservatório artificial localizado no rio Uruguai, oeste do estado de Santa Catarina. Este estudo faz parte do projeto intitulado Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve).

Materiais e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no reservatório da Usina Hidrelétrica Itá (UHE Itá), localizado na região do Alto Rio Uruguai Catarinense, sul do Brasil. O reservatório tem área de, aproximadamente, 141 km², profundidade máxima de 125 metros (média de 36 metros) e tempo de residência médio da água de 55 dias (Consórcio Itá, 2014). O lago foi formado no início dos anos 2000, a partir do barramento do curso principal do rio Uruguai e está inserido na zona de clima subtropical (Cfa-Cfb), com verões quentes e chuvas bem distribuídas (Alvares et al., 2013).

As amostragens de campo foram realizadas trimestralmente, entre fev/17 e dez/18. Seis estações de amostragem foram estabelecidas ao longo do reservatório, contemplando as áreas de descarga de importantes sub-bacias da região, sendo elas: estação amostral P01 (foz do rio Rancho Grande); estação amostral P02 (foz do rio Suruvi); estação amostral P03 (foz do rio Queimados); estação amostral P04 (foz do rio Dourado); estação amostral P05 (foz do rio Jacutinga) e estação amostral P06 (foz do rio Novo) (Figura 1).

As paisagens ao redor do reservatório têm sido historicamente sujeitas a fortes pressões humanas, principalmente em relação ao uso e ocupação do solo (Filipini, 2013; Miranda et al., 2013). A atividade agrícola é caracterizada predominantemente pela produção intensiva de aves e suínos, o que resulta em altas concentrações de resíduos e, conseqüentemente, em um alto potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas nessa região (Matthiensen et al., 2014; Comassetto et al., 2014; Feruck et al., 2015; Marchesan et al., 2016; Bernardo et al., 2017).

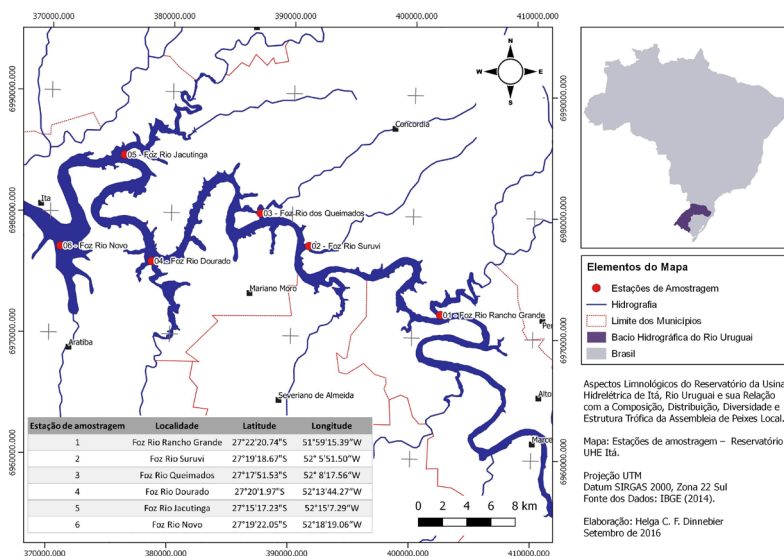


Figura 1. Localização das estações de amostragem no reservatório da UHE Itá, Alto Rio Uruguai, Sul do Brasil. P01 = foz do rio Rancho Grande; P02 = foz do rio Suruvi; P03 = foz do rio Queimados; P04 = foz do rio Dourado; P05 = foz do rio Jacutinga; P06 = foz do rio Novo.

Variáveis ambientais e estado trófico do reservatório

Temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CO) e sólidos dissolvidos totais (SDT) foram medidos em campo, na subsuperfície (~0,5 m), utilizando medidor multiparâmetros (Aquaread® AM-200, com Aquaprobe® AP-2000). A transparência da coluna d'água foi determinada através do disco de Secchi.

Amostras superficiais (~0,5 m) de água foram coletadas em garrafas esterilizadas de 1 L (2 garrafas por ponto de amostragem) e conservadas em caixas térmicas com gelo. No laboratório, a turbidez foi determinada através do método nefelométrico (Hach et al., 1985), utilizando turbidímetro Hach 2100P. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi estimada através do método respirométrico (Rice et al., 2012), a partir de subamostras (~500 mL) de água previamente preparadas e analisadas em analisador de DBO (DBO Trak). As concentrações de N-Nitrato (método de redução de cádmio utilizan-

do sistema de análise por injeção de fluxo FIAlab 2500) e fósforo total (P-total - método colorimétrico, utilizando digestão com ácido ascórbico e leitura em espectrofotômetro UV-Vis Varian Cary 50 Probe) foram realizadas com base em Rice et al., (2012). As concentrações de coliformes totais e *E. coli* foram avaliadas através do método de *Petrifilm* (Swanson et al., 2001).

Todas as análises laboratoriais foram conduzidas no complexo de laboratórios da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC). Dados meteorológicos (temperatura do ar, precipitação, insolação e intensidade de vento) para o período estudado também foram obtidos junto à estação meteorológica da Embrapa Suínos e Aves, localizada a cerca de 6 km da área de estudo.

Para cada estação de amostragem e campanha de campo, estimamos o Índice de Estado Trófico (IET - baseado na concentração de Total-P e transparência da coluna d'água) (Lamparelli, 2004), a profundidade da zona eu-fótica (Zeu - calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi) (Cole; Weihe, 2015) e a relação N:P (com base nas concentrações de N-Nitrato e P-total).

Estrutura das comunidades fitoplanctônicas

A comunidade fitoplanctônica foi estudada a partir de amostras de 50 mL de água coletadas na subsuperfície (~0,5 m), através de arrasto com rede de fitoplâncton (malha 20 µm). Após o arrasto, as amostras concentradas na rede foram acondicionadas em tubos *Falcon* e preservadas com adição de solução de lugol acético 1%. Em laboratório, subamostras de 2 mL foram colocadas em câmaras de sedimentação, onde permaneceram por 24 horas.

O fitoplâncton foi contado e identificado seguindo o método proposto por Utermöhl (1958), utilizando microscópio invertido Zeiss modelo Axiovert A1 MAT e aumento de 400x. A contagem de organismos (células, colônias ou filamentos) foi feita em transectos lineares. Todos os organismos observados no transecto foram contabilizados até atingir o número mínimo de 100 organismos, valor estabelecido para manter o erro amostral abaixo de 20%, com um coeficiente de confiança de 95% (Lund et al., 1958). Neste caso, mais de um transecto foi avaliado em câmaras com amostras onde $n < 100$

organismos/transecto. A concentração total de organismos por litro (organismos/L) foi estimada a partir da concentração em cada subamostra de 2 mL [obtida através da contagem de organismos no(s) transecto(s)], extrapolada para o volume da amostra original concentrada (50 mL) e posteriormente para o volume total de água coletado em campo (calculado com base no diâmetro da rede, tempo e velocidade do arrasto feito em campo).

A diversidade de grupos taxonômicos nas diferentes áreas amostradas foi estimada por meio do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H). Os índices de Equitabilidade de Pielou (J) e Dominância de Berger-Parker (D) foram calculados para comparar a homogeneidade na distribuição dos grupos nos diferentes ambientes amostrados no reservatório.

Análises estatísticas

O teste de Shapiro-Wilks foi utilizado para avaliar a normalidade da distribuição dos dados. Dependendo das características desta distribuição, a Análise de Variância Unifatorial (ANOVA One-Way) seguida do teste *post hoc* de Tukey HSD (para dados com distribuição normal) ou o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (para dados não-normais) foram empregados para avaliar possíveis variações espaciais (nas diferentes estações de amostragem) e temporais (nos diferentes meses amostrados) das médias dos fatores ambientais (N-Nitrato, P-total, SDT, pH, OD e IET), abundância (organismos/L) e riqueza (número de grupos taxonômicos) do fitoplâncton. Em todas as análises, um nível de significância de 5% foi considerado.

A Análise de Componentes Principais (PCA) também foi utilizada para avaliar a contribuição de cada variável ambiental sobre a variação total dos dados, permitindo a verificação de possíveis tendências de agrupamento. Modelos lineares (LM) foram estimados para verificar a influência das variáveis ambientais (preditores) sobre a abundância, riqueza e diversidade do fitoplâncton (variáveis resposta).

Para a PCA, usamos dados transformados (*z-scores*) para padronizar as diferentes escalas e unidades de medidas. Todas as outras análises foram realizadas sem transformação de dados. Todas as análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2013).

Resultados

Estado trófico do reservatório

Todos os habitats amostrados no reservatório foram classificados como ultraoligotróficos ($IET \leq 47$, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2011). Os resultados das análises de variância não evidenciaram variações espaciais significativas nas médias das variáveis ambientais (ANOVA e Kruskal-Wallis $p > 0,05$ para todas as variáveis analisadas). Na PCA, os dois primeiros eixos explicaram, juntos, aproximadamente 51% da variação total dos dados, sendo o primeiro eixo (CP1 = 28,92% - eixo dos nutrientes) relacionado principalmente à temperatura do ar e à concentração de nutrientes (P Total); e o segundo eixo (CP2 = 22,09% - eixo do clima) relacionado principalmente à insolação, às temperaturas do ar e da água e ao pH (Figura 2). Os resultados da PCA mostram ainda um padrão de agrupamento das diferentes estações de amostragem próximas ao centroide, reafirmando a ausência de variações espaciais significativas nos dados e o cenário de homogeneidade do reservatório.

Já na análise temporal, foram observadas diferenças significativas nas médias mensais de todas as variáveis ambientais, com destaque para maiores concentrações de nutrientes (relação N:P) nas amostragens de dez/2018 (ANOVA $F_{(7,38)} = 26,645$; $p < 0,001$; Figura 3A) e de sólidos (SDT) nas amostragens de mai/2017, fev/2018 e dez/2018 (ANOVA $F_{(7,40)} = 54,393$; $p < 0,001$; Figura 3B).

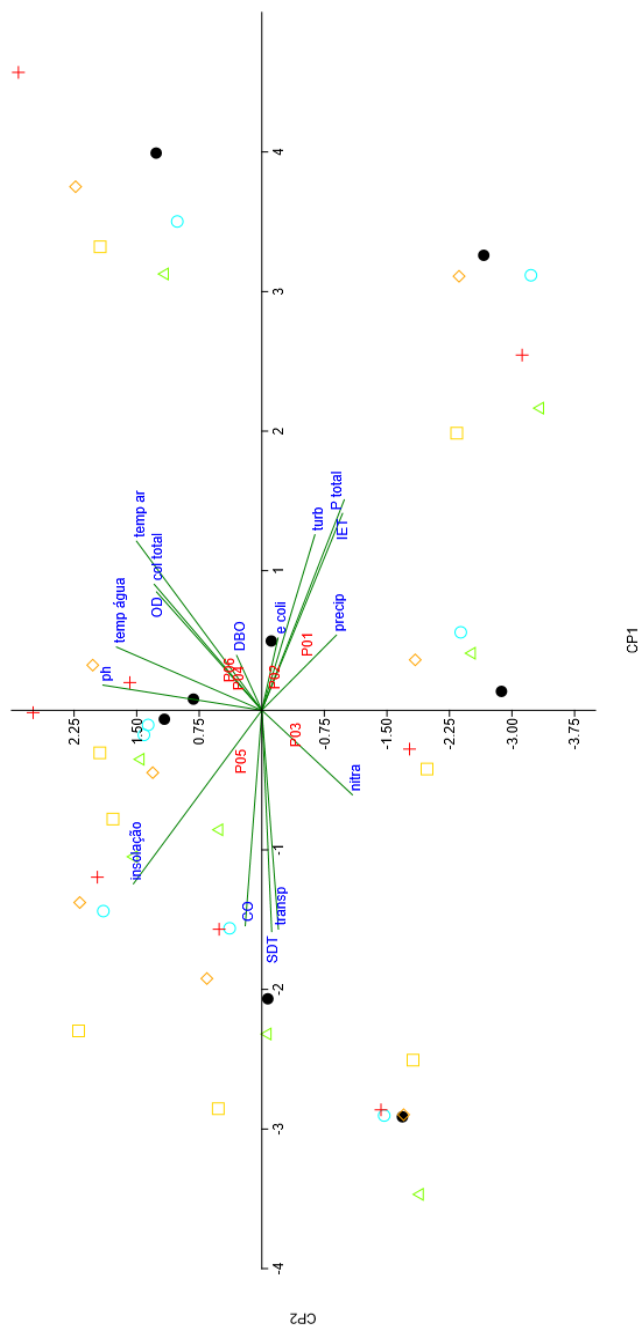


Figura 2. Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada às principais variáveis ambientais registradas no reservatório da UHE Itá entre fevereiro de 2017 e dezembro de 2018. Unidades de amostragem = pontos de coleta no reservatório: P01 = foz do rio Rancho Grande (pontos pretos); P02 = foz do rio Suruvi (círculos azuis); P03 = foz do rio Queimados (triângulos verdes); P04 = foz do rio Dourado (losangos laranja); P05 = foz do rio Jacutinga (quadrados dourados); P06 = foz do rio Novo (sinais positivos vermelhos); *temp água* = temperatura da água; *temp ar* = temperatura do ar; *OD* = oxigênio dissolvido; *col total* = concentração total de coliformes; *DBO* = demanda bioquímica de oxigênio; *CO* = condutividade elétrica; *transp* = transparência da água; *SDT* = sólidos dissolvidos totais; *nitra* = N-Nitrato; *e coli* = concentração de *E. coli*; *P total* = fósforo total; *precip* = precipitação; *turb* = turbidez; *IET* = índice de estado trófico.

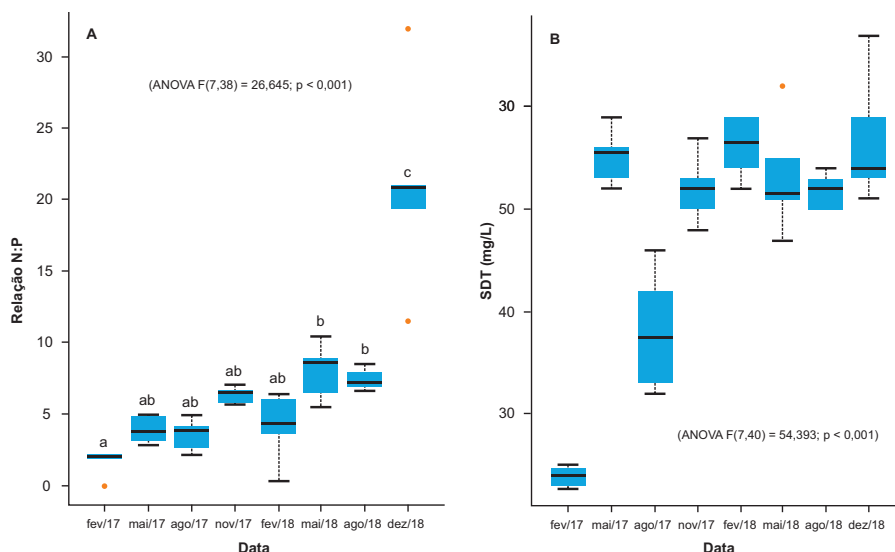


Figura 3. Variação temporal (mediana +/- quartis superior e inferior e desvio padrão) dos principais parâmetros ambientais no reservatório da UHE Itá entre fevereiro de 2017 e dezembro de 2018; (A) variação da relação N-Nitrato:Fósforo total (N:P); (B) variação da concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT). Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas ($p \leq 0,05$).

Abundância, riqueza e diversidade do fitoplâncton

A abundância (número de organismos/L) (ANOVA $F_{(5,42)} = 1,298$; $p = 0,283$; Figura 4A) e a riqueza (ANOVA $F_{(7,40)} = 1,027$; $p = 0,414$; Figura 4B) do fitoplâncton não variaram significativamente nas diferentes porções do reservatório amostradas. No entanto, concentrações significativamente maiores de organismos fitoplanctônicos foram observadas nas amostragens de 2018, especialmente no mês de dezembro (ANOVA $F_{(7,40)} = 4,703$; $p < 0,001$; Figura 5).

Os modelos lineares mostraram uma importante correlação positiva entre a abundância do fitoplâncton e alguns parâmetros ambientais, especialmente a concentração de nutrientes (Figura 6A) e o pH (Figura 6B). Por outro lado, apesar da baixa qualidade nos ajustes, os modelos mostraram uma tendência de redução da diversidade do fitoplâncton com o aumento da carga nutricional (especialmente N-Nitrato) (Figura 7A) e de aumento da dominância com o incremento da turbidez (Figura 7B) no reservatório.

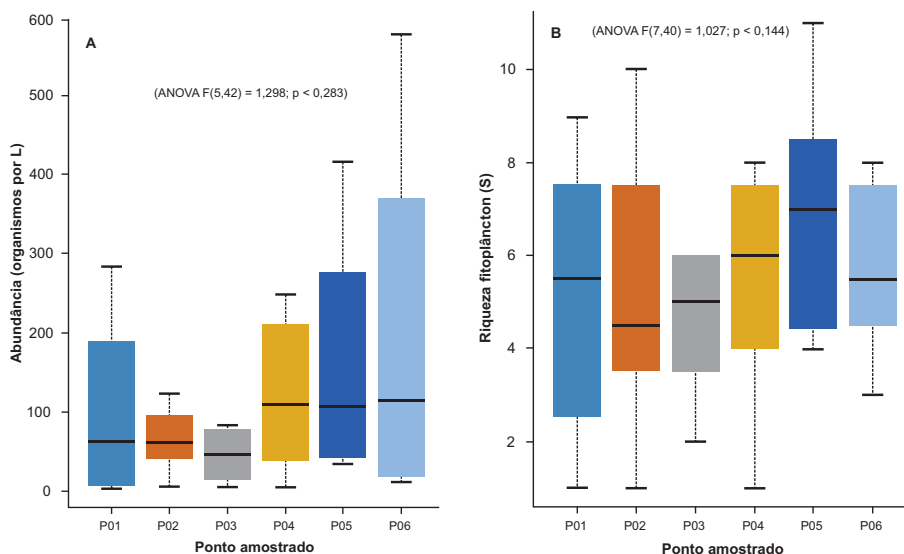


Figura 4. Variação espacial (mediana +/- quartil superior e inferior e desvio padrão) dos parâmetros estruturais da comunidade fitoplanctônica em diferentes pontos amostrados no reservatório da UHE Itá entre fevereiro de 2017 e dezembro de 2018: (A) variação da abundância (organismos por L); (B) variação da riqueza (número de grupos taxonômicos).

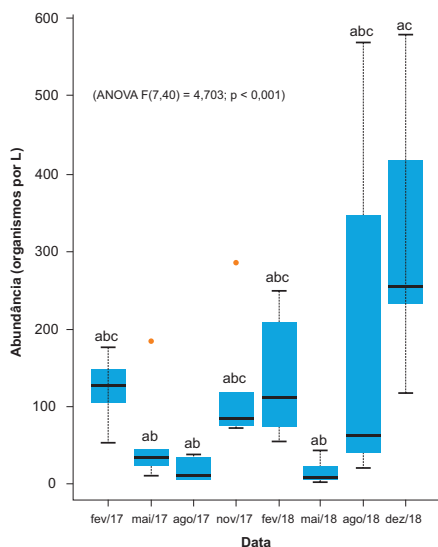


Figura 5. Variação temporal (mediana +/- quartil superior e inferior e desvio padrão) da abundância do fitoplâncton (organismos por L) no reservatório da UHE Itá, Alto Rio Uruguai, Sul do Brasil, entre fevereiro de 2017 e dezembro de 2018. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas ($p \leq 0,05$).

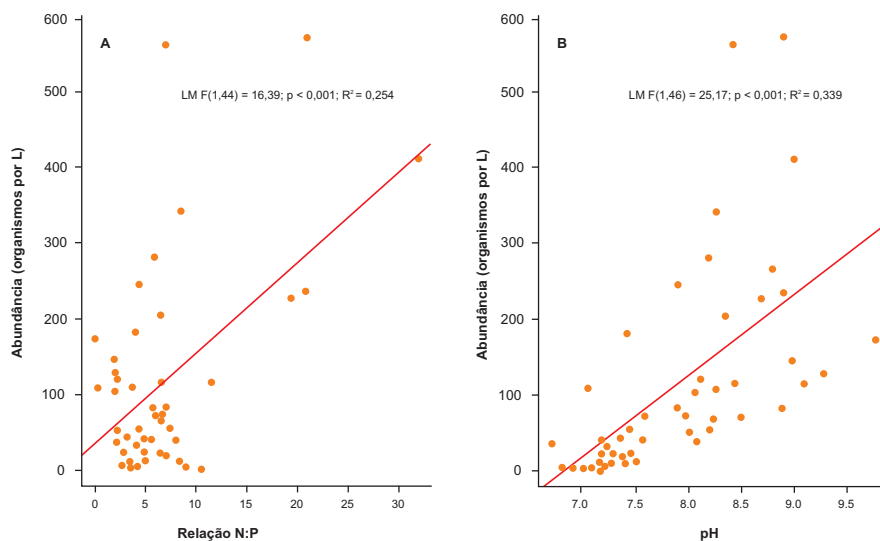


Figura 6. Regressões lineares entre a abundância do fitoplâncton (organismos por L) e os parâmetros ambientais mais relevantes no reservatório da UHE Itá: (A) relação entre a abundância e a concentração de nutrientes; (B) relação entre a abundância e o pH. As linhas vermelhas mostram os modelos lineares ajustados.

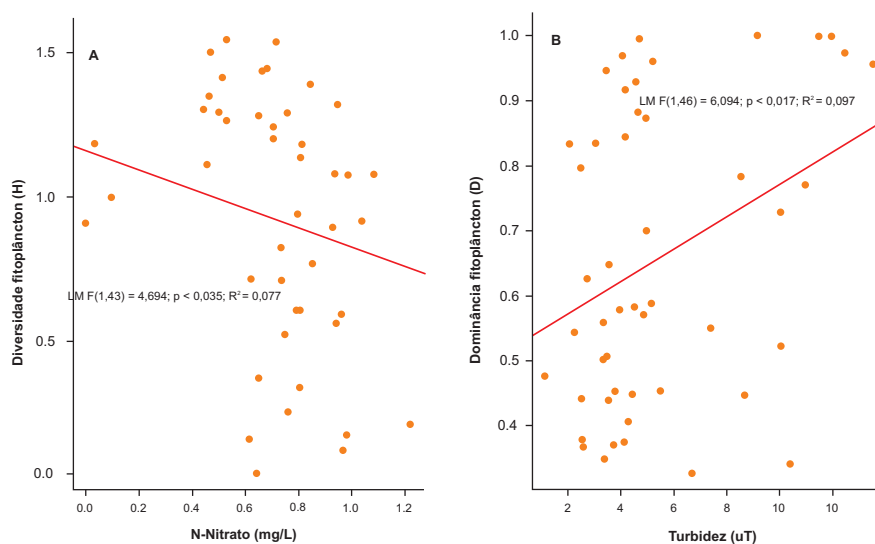


Figura 7. Regressões lineares entre os parâmetros estruturais da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais relevantes no reservatório da UHE Itá: (A) relação entre a diversidade e a concentração de N-Nitrato; (B) relação entre a dominância e a turbidez. As linhas vermelhas mostram os modelos lineares ajustados.

Discussão

Os resultados deste estudo mostram um cenário de baixa concentração de nutrientes e de aparente homogeneidade ambiental no reservatório da UHE Itá. No entanto, apesar de todos os ambientes estudados ao longo da área do reservatório serem classificados como ultraoligotróficos (o que suporta a hipótese de uma aparente estabilidade espacial), foram observadas variações sazonais importantes nos principais parâmetros tróficos estudados. As maiores concentrações de nutrientes (relação N:P) nas amostragens de dez/18 e de SDT nos meses de mai/17, fev/18 e dez/18 podem estar relacionadas com os acentuados volumes de chuva observados nestes períodos (mai/17 = 434 mm; fev/18 = 209 mm; dez/18 = 211 mm). Neste caso, os dados reafirmam a forte influência do uso e ocupação do solo nas áreas de entorno sobre a qualidade da água em toda a área da bacia hidrográfica, destacando o carreamento de nutrientes e poluentes como um importante mecanismo de alteração pontual das características físico-químicas em ecossistemas de água doce. Estes mecanismos de poluição difusa comprometem a manutenção de processos ecológicos fundamentais para o funcionamento dos ecossistemas, especialmente em ambientes impactados e com grande potencial de produção de efluentes, como é o caso da região estudada (Miranda et al., 2013).

Da mesma forma, a estrutura (abundância, riqueza e diversidade) da comunidade fitoplânctônica parece se manter bastante homogênea ao longo de todo o reservatório. Porém, os períodos com maiores abundâncias do fitoplâncton coincidem com os meses onde foram observados picos de concentração de nutrientes. Esta relação fica bastante evidente quando observamos uma tendência de aumento na quantidade de organismos do fitoplâncton com o incremento de nitrogênio e fósforo na água. Segundo Tadonlélé (2010), a disponibilidade de nitrogênio e fósforo são fatores limitantes para o crescimento do fitoplâncton. Em geral, o aumento nas concentrações destes nutrientes altera sensivelmente a dinâmica do fitoplâncton em ecossistemas aquáticos, promovendo um considerável aumento populacional, expresso principalmente pelo incremento na concentração de clorofila pelágica e nas taxas de produtividade primária (Tonetta et al., 2015).

No entanto, o aumento na disponibilidade de nutrientes geralmente não favorece igualmente todos os grupos de algas, o que pode resultar em eventos de proliferação desordenada de algumas espécies e extinção local de outras, desestabilizando, em todos os casos, as cadeias tróficas do ambiente (Resende, 2002). Nossos resultados mostram uma tendência de diminuição da diversidade biológica e aumento da dominância no fitoplâncton com o incremento de nutrientes e de matéria orgânica em suspensão (turbidez) na água. Este cenário de “aumento da quantidade” e “diminuição da qualidade” nas comunidades fitoplanctônicas é geralmente indicativo de eventos de eutrofização, onde o crescimento desordenado de alguns grupos de algas pode resultar na liberação de toxinas na água, as quais podem causar a mortandade de organismos como peixes, anfíbios, aves e mamíferos (Resende, 2002), além de comprometer o abastecimento de água para populações humanas e dessedentação animal. Além disso, eventos de eutrofização podem levar ao crescimento desordenado de macrófitas aquáticas (marrequinhas), as quais podem comprometer a geração de energia, navegação e pesca.

Em todos os casos, os resultados deste estudo reafirmam a influência das atividades humanas sobre a qualidade da água e a estruturação das comunidades aquáticas e reforçam a necessidade de um monitoramento contínuo e sistemático dos recursos hídricos nesta região, considerando principalmente o carreamento de nutrientes e poluentes oriundos das atividades agrícolas desenvolvidas em toda a área da bacia hidrográfica.

Referências

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. de M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, p. 711-728, Nov. 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

BERNARDO, E. L.; MIRANDA, C. R. de; BELLI FILHO, P. A pressão ambiental da suinocultura nas bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina, Brasil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, 5., 2017, Foz do Iguaçu, *Anais...* Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2017. SIGERA. p. 467-470.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras:** água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo, SP: CETESB, 2011.

COLE, G. A.; WEIHE, P. E. **Textbook of limnology**. Illinois: Waveland Press, Inc., 2015.

COMASSETTO, V.; MATTHIENSEN, A.; ALVES, J.; FAVASSA, C. T. A.; YABIKU, V. M.; WASKIEWIC, M. E.; BÓLICO, J. Diagnóstico das águas subterrâneas na bacia do Rio Jacutinga e contíguas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 18.; ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 19.; FEIRA NACIONAL DA ÁGUA-FENÁGUA, 8., 2014, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABAS, 2014.

CONSÓRCIO ITÁ. **Relatório Anual UHE**. Itá 2014. Itá: Socioambiental Consultores Associados, 2014.

CORE TEAN. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acesso em: 18 fev. 2020.

FERUCK, M. M.; MULINARI, M.; FAVASSA, C. T. A.; ALVES, J.; MATTHIENSEN, A. Diagnóstico da qualidade da água do rio Suruvi, Concórdia - SC. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21., 2015, Brasília, DF. **Segurança hídrica e desenvolvimento sustentável: desafios do conhecimento e da gestão: anais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2015.

FILIPINI, G. T. R. **Os recursos hídricos na bacia do rio Jacutinga, meio oeste de SC: o uso da terra e a qualidade das águas**. 2013. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis.

FREITAS, V. P. de. Águas: aspectos jurídicos e ambientais. **Revista CEJ**, v. 12, p. 43-84, 2008.

HACH, C. C.; VANOUS, R. D.; HEER, J. M. **Understanding turbidity measurements**. Colorado: Hach Company, 1985. (Technical information series-booklet, 11.)

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. de. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, set./dez. 2005.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, Apr. 1958. DOI: 10.1007/BF00007865.

MARCHESAN, J.; ALVES, J.; MILANI, M. L. **Água e desenvolvimento regional: análises e propostas tecnológicas para gestão dos recursos hídricos no território do Alto Uruguai Catarinense**. São Paulo: LiberArs, 2016.

MATTHIENSEN, A.; COMASSETTO, V.; ALVES, J.; FAVASSA, C. T. A.; WASKIEWIC, M. E.; BÓLICO, J. Diagnóstico dos Poços tubulares profundos e da qualidade das águas subterrâneas no município de Concórdia (SC). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 18.; ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 19.; FEIRA NACIONAL DA ÁGUA-FENÁGUA, 8., 2014, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ABAS, 2014.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. de S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. de Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, p. 519-534, 2016.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, p. 33-38, 2002.

MIRANDA, C. R. de; SILVA, E. O. da; ZANUZZI, C. M. da S.; GRIGOLLO, L.; PEREIRA, R. K. (Ed.). **Suinocultura no Alto Uruguai Catarinense**: uma década de avanços ambientais. Brasília, DF: Embrapa, 2013.

PINTO, L. V. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FERREIRA, E. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia Forestalis**, v. 65, p. 197-206, jun. 2004.

RESENDE, A. V. de. **Agricultura e qualidade da água**: contaminação da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29 p. (Embrapa Cerrados. Documentos, 57)

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

SWANSON, K. M. L.; PETRAN, R. L.; HANLIN, J. L. Culture methods for enumeration of microorganisms. In: DOWNES, F. P.; ITO, K. (Ed.). **Compendium of methods for the microbiological examination of foods**. 4. ed. Washington: APHA, 2001. p. 53-62.

TADONLÉKÉ, R. D. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. **Limnology and Oceanography**, v. 55, n. 3, p. 973-982, Apr. 2010. DOI: 10.4319/lo.2010.55.3.0973.

TONETTA, D.; LAUDARES-SILVA, R.; PETRUCIO, M. M. Planktonic production and respiration in a subtropical lake dominated by cyanobacteria. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 460-470, Apr. 2015. DOI: 10.1590/1519-6984.17513.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958. DOI: 10.1080/05384680.1958.11904091.



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 14

Estrutura conceitual para análise ambiental
da produção intensiva de animais

*Gladis Maria Backes Bühring
Vicente Celestino Pires Silveira*

Introdução

O Brasil é um grande produtor de proteína animal, ocupando a posição de primeiro produtor mundial de bovinos, segundo de carne de aves e a quarta na de suínos. Em termos de rebanho, o Brasil tem 171.858.168 cabeças de bovinos, 1.453.644.824 cabeças de aves (galinhas, galos, frangos e frangas) e 39.176.271 de cabeças de suínos (IBGE, 2017; Associação Brasileira de Proteína Animal, 2018).

A produção confinada de animais gera uma biomassa¹ residual de elevada carga orgânica que, quando concentrados em determinadas regiões e não manejada de forma adequada, representa um grande potencial de contaminação da água, solo, ar, biodiversidade e da própria paisagem (Pelini; Morris, 2001).

A produção agropecuária interage com o meio ambiente por meio do uso de recursos e da produção de resíduos. Estes resíduos podem conter cargas elevadas de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos, com potencial de poluição da água, do ar e do solo. A lixiviação de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), a evaporação de amônia (NH₃) e a contaminação por patógenos são algumas das principais ameaças (Holm-Nielsen et al., 2009).

Por isso, o problema ambiental² da produção de dejetos demanda um enfoque que permita identificar as suas causas e dimensões, as interações que afetam a qualidade do meio ambiente, o impacto sobre o fornecimento de serviços ecossistêmicos e o bem-estar da sociedade.

Todavia, a relação entre as atividades agropecuárias e o meio ambiente é complexa e, geralmente, não é possível medir diretamente seus impactos sobre os ecossistemas, haja vista que a maioria das emissões são difusas. Por isso, indicadores são utilizados para dar informações sobre uma reali-

¹ Consideram-se biomassas os materiais que têm a propriedade de decomposição por efeito biológico, através da ação de bactérias (Farret, 2014); é uma fonte guardada de energia solar inicialmente coletada das plantas durante o processo de fotossíntese, onde o dióxido de carbono é capturado e convertido em materiais, principalmente na forma da celulose, hemicelulose ou lignina (Bilgili; Ozturk, 2015). Biomassa é a abrangência da matéria vegetal criada pela fotossíntese e seus derivados, tais como resíduos florestais e agrícolas, resíduos animais e matéria orgânica contida nos resíduos domésticos e municipais (Lora, 1997).

² Segundo Maxim et al., (2009) um problema ambiental pode surgir a partir das relações entre diferentes partes, a partir da ineficiência de arranjos institucionais na aplicação de um regulamento, da desigualdade social ou da inadequação de políticas para um determinado contexto social.

dade ambiental complexa, visando facilitar a compreensão de fenômenos, bem como sintetizar e comunicar dados brutos e adaptar informações de modo que a sua importância seja mais facilmente perceptível pela sociedade (Halber et al., 2005).

O objetivo deste capítulo é apresentar um modelo teórico-metodológico que permita integrar a análise dos aspectos ambientais da produção intensiva de suínos com os seus efeitos nos serviços ecossistêmicos. Para tanto, foi desenvolvida uma estrutura conceitual que combina o modelo de causa e efeito, relações causais e serviços ecossistêmicos e aplicada na análise de uma microbacia hidrográfica acompanhada pelo projeto Avaliação de indicadores e estratégia para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve).

Os resultados obtidos permitem compreender a relação entre os fatores que causam mudanças no ambiente e sugerir proposições para intervenções que possam beneficiar positivamente os ecossistemas e seus serviços.

A abordagem conceitual

DPSIR

O modelo DPSIR se refere às siglas “*Driver-Pressure-State-Impact-Response*”, traduzido para o português como: “Forças Motrizes-Pressões-Estado-Impactos-Respostas”. O DPSIR se baseia em indicadores que resultam de uma variedade de métodos multidisciplinares e modelos importantes para compreender um determinado fenômeno. Este modelo foi desenvolvido pela Agência Ambiental Europeia em 1999 (Ferrão; Fernández, 2013).

Os indicadores de drivers são as influências das atividades humanas que provocam mudanças no ambiente; indicadores de pressão descrevem as variáveis que diretamente causam, ou podem causar problemas ambientais; indicadores de estado mostram a atual condição do ambiente; indicadores de impacto descrevem os efeitos das mudanças de estado; e indicadores de resposta descrevem as ações da sociedade (tais como políticas, regulamentações e tecnologias limpas) para resolver problemas. As respostas se retroa-

limentam sobre D, P, S ou até diretamente em I (Smeets; Weterings, 1999; Gabrielsen; Bosch, 2003; Kristensen, 2004; Niemeijer; De Groot, 2008a; Kristensen, 2004). Entretanto, são relações causais, mesmo sendo uma estrutura utilizada para descrever as relações entre as origens e consequências dos problemas ambientais.

O DPSIR permite uma descrição e análise estruturada das cadeias causais, enfoque integrado e abrangente do problema e a sua combinação com outros referenciais, como neste caso, rede causal e serviços ecossistêmicos.

O quadro DPSIR também auxilia na organização de indicadores no contexto de uma cadeia causal que liga os indicadores de drivers (D), de pressão (P), de estado do ambiente (S), de impacto (I) e, finalmente, aos indicadores de resposta social (R).

Do ponto de vista ambiental, o DPSIR é considerado um quadro para a integração quantitativa e qualitativa das interações ecossistêmicas e socioeconômicas (Turner et al., 2000; Marques et al., 2009), e tem sido tradicionalmente utilizado na concepção e implementação da legislação ambiental na Europa (Niemeijer; De Groot, 2008b). O quadro DPSIR consegue ordenar as estruturas complicadas do sistema humano-ambiental, que possuem uma complexidade elevada de elementos, conexões e relações de causa e efeito (Müller; Burkhard, 2012).

Com o uso do DPSIR, é possível organizar estratégias de gerenciamento, ou respostas, e resultados ou impactos, em categorias de indicadores (Martin et al., 2018). Estes indicadores podem ser usados como ferramenta de síntese e de agregação de dados. Por isso, é interessante estabelecer uma sequência de causas e efeitos das ações humanas com indicadores que mostrem a condição do sistema³.

³ O sistema é considerado um conjunto de elementos em interação, que são interdependentes, influenciando-se mutuamente (Von Bertalanffy, 2015).

Rede causal

Niemeijer e De Groot (2008a) assinalam como principais problemas do uso do DPSIR a omissão das etapas intermediárias, pois, mesmo parecendo relações óbvias, não é tão fácil elaborar uma fórmula simples que, sem levar em conta uma série de passos intermediários, consiga mostrar como a pressão decorrente de uma determinada atividade afeta a qualidade ambiental. A questão fundamental, entretanto, são as relações dos indicadores em diferentes posições na cadeia causal. Por exemplo, driver, pressão e estado raramente são de um para um, aspecto esse que impede uma compreensão mais profunda da complexidade das relações causais reais, que na maioria das vezes são condicionados por múltiplos fatores (Niemeijer; De Groot, 2008a).

Por isso, Niemeijer e De Groot (2008a) propuseram um quadro DPSIR melhorado (eDPSIR), inspirado pelo pensamento sistêmico que consegue lidar de modo mais eficaz com as complexidades do mundo real. O uso de redes causais, ao invés de cadeias causais, é utilizado como um mecanismo de estruturação para selecionar indicadores.

Uma rede causal é capaz de capturar de forma mais eficaz toda a gama de causas e efeitos e suas inter-relações que normalmente envolvem um grande número de indicadores ambientais e atravessa as fronteiras de questões ambientais individuais (Niemeijer; De Groot, 2008b).

Redes causais são representações gráficas de interconexões entre diferentes componentes e processos, sendo a principal diferença que, para uma rede causal, o tipo de detalhes que seria necessário para construir um modelo baseado em processos não é necessário (Niemeijer; De Groot, 2008b).

O uso da rede causal é importante porque as relações no ambiente são mais complexas do que as simples cadeias causais da estrutura DPSIR (Niemeijer; De Groot, 2008a). Portanto, o uso de redes causais em que várias cadeias causais interagem e se conectam possibilita incorporar a multiplicidade de interações observadas num sistema de produção intensiva de animais.

Serviços ecossistêmicos

Os ecossistemas fornecem uma gama de serviços que são de fundamental importância para o bem-estar das pessoas, tais como a produção de alimentos e a assimilação de resíduos. Estes serviços são denominados de serviços ecossistêmicos e podem ser entendidos como os benefícios que as populações humanas recebem direta ou indiretamente de estruturas e funções do ecossistema, em combinação com outros fatores de produção (De Groot, 2010; Burkhard et al., 2012a).

Para gerar um serviço ecossistêmico, é necessário o envolvimento humano. É preciso perceber a utilidade potencial de uma determinada função do ecossistema para o nosso bem-estar (Nassl; Löffler, 2015). As pessoas se beneficiam dos serviços dos ecossistemas (bens e serviços), que são, entre outros, nutrição, acesso a ar e água limpos, saúde, segurança e lazer (Maes et al., 2016).

As mudanças no ecossistema podem ter efeitos diretos ou indiretos sobre os benefícios e a qualidade de vida das populações (Burkhard et al., 2012b; Daily et al., 1997). Os bens e serviços do ecossistema sustentam o bem-estar humano, mas a intensidade e a dimensão que os ecossistemas vêm sofrendo, normalmente, contribuem na ocorrência de efeitos negativos.

A crescente demanda humana pelos serviços de provisão do ecossistema mostra a existência de *trade-offs*⁴ na sua geração. Ações no sentido de aumentar a produção de alimentos envolvem o incremento no uso de insumos e geração de resíduos e, muitas vezes, em expansão de área cultivada ou no número de animais criados. Nesse sentido, as pressões sobre o ecossistema podem gerar impactos sobre a saúde humana e o bem-estar.

Drivers e pressões podem causar impactos e prejudicar a prestação de serviços ecossistêmicos. Assim, os impactos causados pelos dejetos animais no ambiente podem, segundo Müller; Burkhard (2012), ser entendidos como mudanças no fornecimento de serviços do ecossistema e no sistema socioeconômico.

⁴ A expressão “*trade-off*” é utilizada para designar situações de escolha entre opções conflitantes, muitas vezes traduzida como ‘perde-e-ganha’. Caracteriza-se por uma ação que visa à solução de um problema em detrimento de outro, quando se abre mão de um bem ou serviço para se obter outro. Nos serviços ecossistêmicos, *trade-offs* surgem de escolhas que podem mudar o tipo e a magnitude dos serviços produzidos pelos ecossistemas, e ocorrem quando a prestação de um serviço ambiental é reduzida em consequência do aumento de outro (Rodríguez et al., 2006).

A construção da estrutura conceitual

Para a construção da estrutura conceitual de análise ambiental, são estabelecidas as seguintes etapas: definição do problema de interesse e dos limites do sistema, proposição e seleção dos indicadores, desenvolvimento do quadro DPSIR, identificação e classificação dos serviços ecossistêmicos, estabelecimento da rede causal e identificação dos nós fundamentais e dos indicadores associados.

Definição do problema de interesse e dos limites do sistema

O problema precisa ser definido de forma específica para manter a rede de forma gerenciável; determinar as condições de contorno para ajudar a determinar quais aspectos cobrir e quais omitir. A definição dos limites prevê o que será incluído e o que será considerado apenas em termos de saídas e entradas.

Proposição e seleção dos indicadores

Os indicadores são instrumentos de comunicação que ajudam a reduzir a complexidade dos sistemas humano-ambientais (Kandziora et al., 2013). Para cada componente do DPSIR, são identificados componentes de análise, compostos por indicadores.

O quadro DPSIR

O quadro DPSIR mostra as relações de causa e efeito de um determinado ambiente a partir da segmentação de critérios, e o uso de indicadores para a descrição e quantificação dos componentes individuais do processo de análise, sendo eles:

- **Drivers (D):** referem-se a vários fatores que podem levar à mudança ou conduzem o comportamento de um sistema. Os indicadores dos drivers descrevem os fenômenos relacionados com as condições socioeconômicas, a situação atual e a tendência, que podem ser usados como uma

base para avaliar a pressão no sistema. Ou seja, descrevem a situação social, a demográfica, a evolução econômica na sociedade e as mudanças correspondentes nos estilos de vida, o consumo e a produção. Por meio destas mudanças na produção e consumo é que os drives podem exercer pressão sobre o meio ambiente (Gabrielson; Bosch, 2003).

- **Pressão (P):** as pressões são principalmente uma consequência das ações induzidas pelo homem (Burkhard; Müller, 2008). Na maioria das circunstâncias, as atividades humanas que afetam o ambiente podem ser classificadas como pressões. No entanto, as causas socioeconômicas e os efeitos da mudança global são muito variados e complexos, e como as pressões e ações humanas estão intimamente ligados, as pressões são mais sensíveis às mudanças e evoluções no sistema (Zhou et al., 2013).
- **Estado (S):** como o resultado das ações humanas são definidas como as pressões, as condições ambientais físicas, químicas e biológicas alteradas são o estado (Kristensen, 2004). Para avaliar o estado do ambiente de uma forma holística, o processo (energia, matéria e circulação de água) e componentes (diversidade de espécies, habitats) devem ser levados em conta e integrados numa abordagem baseada nos ecossistemas (Zhou et al., 2013).
- **Impacto (I):** mudanças no estado das condições ambientais vão afetar o bem-estar, que está intimamente relacionado com o ambiente intacto. Os indicadores de impacto são usados para descrever as mudanças no estado do ambiente (Gabrielson; Bosch, 2003). Os indicadores de impacto são importantes para a tomada de decisão porque eles vão descrever diretamente as consequências ambientais e sociais das ações humanas.
- **Resposta (R):** as respostas surgem como consequência de problemas específicos, que produzem influência sobre os drivers e as pressões, e que também podem melhorar o estado ambiental. Algumas respostas sociais podem ser consideradas como drivers negativos, redirecionando tendências prevaletentes nos padrões de consumo e produção (Smeets; Weterings, 1999; Maxim et al., 2009).

Identificação e classificação dos serviços ecossistêmicos

A estrutura de definição dos serviços ecossistêmicos usada na estrutura conceitual é a desenvolvida pelo CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) versão 5.1, dentro dos três principais grupos de serviços: provisão, regulação e manutenção e serviços culturais.

- **Serviços de provisão:** entre os serviços de provisão obtidos dos ecossistemas, encontram-se a água, produtos químicos, material genético e biomassa, esta referindo-se a alimentos, fibras e energia. Os serviços de provisão são considerados fáceis de quantificar por meio de indicadores (Dale; Polasky, 2007), pois incluem produtos tangíveis.
- **Serviços de regulação e manutenção:** são os benefícios que as pessoas obtêm devido à regulação que envolve a transformação de insumos bioquímicos ou físicos para os ecossistemas, sob a forma de resíduos, substâncias tóxicas e outras moléstias. A regulação das condições físicas, químicas e biológicas categoriza as várias maneiras pelas quais os sistemas vivos podem mediar o meio físico, químico e biológico das pessoas de forma benéfica (Haines-Young; Potschin, 2018).
- **Serviços culturais:** referem-se aos benefícios intangíveis que as pessoas recebem dos ecossistemas (Gee; Burkhard, 2010), e que segundo La Notte et al. (2017) são os serviços que derivam da informação.

Como os impactos ocorrem através de mudanças nos serviços ecossistêmicos, conforme Kelble et al. (2013) e Elliott (2014), os serviços ecossistêmicos se encontram relacionados ao componente impacto no quadro DPSIR.

A construção da rede causal

Nesta etapa, os indicadores estabelecidos no quadro DPSIR são organizados em um gráfico direcional e se mapeiam as inter-relações entre os indicadores. A estrutura conceitual pode ser construída e desenhada no software de diagrama online gratuito Draw.io.

Nós fundamentais e identificação dos indicadores associados

Os indicadores são organizados em categorias conforme a lógica DPSIR e conectados com setas que podem mostrar as direções de causa-efeito. Através destas interligações entre os indicadores na estrutura, são identificados os nós fundamentais (Niemeijer; De Groot, 2008a). Os nós fundamentais, são os nós da rede causal que têm um maior número de arcos de entrada, de saída, ou de ambos (nós de raiz, nós centrais e os nós de final de cadeia, respectivamente) (Niemeijer; De Groot, 2008a). O critério de avaliação para identificar os nós fundamentais é o somatório dos arcos de entrada e dos arcos de saída, não considerando os valores quantitativos dos indicadores (Niemeijer; De Groot, 2008a).

Aplicação da estrutura conceitual na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo

O local selecionado para avaliação empírica da estrutura conceitual proposta foi a microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC), localizada na sub-bacia do lajeado Fragosos, pertencente à bacia hidrográfica do rio Jacutinga, município de Concórdia, estado de Santa Catarina. A aplicação da estrutura conceitual considera todas as propriedades com produção intensiva de suínos existentes na microbacia. Os dados para a construção da estrutura conceitual foram obtidos através de questionário aplicado pelo projeto Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SuAve). Para o presente estudo, foram considerados os dados referentes aos aspectos produtivos e ambientais da produção agropecuária, além de aspectos sociais e econômicos.

Os aspectos ambientais e socioeconômicos foram obtidos por meio de informações disponibilizadas no banco de dados do projeto SA-SuAve, especialmente daquelas obtidas por meio da aplicação de questionário semiestruturado à totalidade dos agricultores residentes na MBHLC, dos quais nove foram objeto de atenção especial por se tratarem de propriedades que se dedicam à produção intensiva de suínos, constituindo-se tais propriedades e suas interações o sistema estudado. Os detalhes quantitativos não são fundamentais

neste nível de análise, pois o objetivo da aplicação da estrutura conceitual é o de conhecer as interações entre os diferentes aspectos ambientais e avaliar como as múltiplas variáveis de pressão podem causar mudanças no estado ambiental e socioeconômico, bem como seus potenciais impactos.

Na MBHLC, a criação de suínos é desenvolvida como atividade principal. O armazenamento dos dejetos é realizado em depósitos cavados no solo, revestido com lona plástica de alta densidade e dimensionadas para um tempo mínimo de retenção de 120 dias. Após o período de armazenamento, os dejetos são aplicados nas áreas agrícolas ou pastagem do próprio estabelecimento ou de terceiros existentes nas proximidades.

A pressão exercida pela geração de dejetos da atividade suinícola foi estimada por meio de dados e informações, tais como: tamanho do plantel, área das propriedades e o manejo dos dejetos no âmbito da microbacia do lajeado Clarimundo (Tabela 1). Considerando as informações da Tabela 1, especialmente as relações entre o volume de dejetos e a área apta nas propriedades para sua disposição, constata-se a existência de um déficit de área disponível nos estabelecimentos para que possa haver uma adequada reciclagem dos nutrientes. Ou seja, os dejetos provenientes da atividade suinícola precisam ser transferidos para área de terceiros (cedências), pois não conseguem ser integralmente reciclados exclusivamente no âmbito interno da MBHLC.

A classificação dos indicadores ambientais e socioeconômicos, apresentados no Tabela 2 foi realizada considerando a perspectiva sistêmica e o modelo DPSIR, implicando na demarcação dos limites do sistema de interesse, que são os estabelecimentos com produção de suínos.

Tabela 1. Cálculo das pressões exercidas pela produção de suínos na área de estudo.

Informação	Resultado
Plantel de suínos	5.500 cabeças
Volume de dejetos	38,7 m ³ /dia
Consumo de água	66,8 m ³ /dia
Área das propriedades com suinocultura	144,26 ha
Área total da microbacia hidrográfica	236,46 ha
Área apta nas propriedades para disposição dos dejetos	58,7 ha
Área de terceiros demandada para transferência de dejetos	179,9 ha

Fonte: Adaptado de Santa Catarina (2014) e Miranda (2018).

Tabela 2. Componentes e indicadores da produção de suínos na lógica DPSIR na microbacia hidrográfica do Iajéado Clarimundo.

Problema	Componente	Potencial indicador	D	P	S	I	R
Dejetos da produção intensiva de suínos	Condições e qualidade de vida dos agricultores	Atividade remunerada fora da propriedade					
		Nível de preocupação com os dejetos					
		Perspectivas na produção de suínos					
	Utilização do solo	Área própria total					
		Arrendada de terceiros					
		Área total para distribuição dos dejetos					
		Uso do solo					
		Qualidade do solo					
	Produção de suínos	Sistema de produção					
		Plantel de suínos					
		Agroindústria integradora					
		Armazenamento dos dejetos					
	Água e ambiente	Destinação final dos dejetos					
		Cedência de dejetos para terceiros					
		Manejo dos dejetos					
		Destinação dos animais mortos					
	Água e ambiente	Licenciamento ambiental					
		Qualidade da água					
		Odor da produção de suínos					
		Incidência de insetos					

Driver

Todas as propriedades deste sistema têm contrato de integração com a agroindústria. A agroindústria foi considerada o driver principal, pois condiciona as pressões exercidas pela suinocultura intensiva diretamente sobre o ambiente. Embora existam outros drivers, como a demanda do mercado por carne suína, as políticas de incentivo, as tecnologias disponíveis e a tradição dos agricultores da região na produção de suínos, a agroindústria integradora é considerada o principal driver por ser a executora local no sistema, e definir o modelo de produção de suínos desenvolvido no âmbito da MBHLF.

Pressão

As variáveis identificadas dizem respeito à atividade suinícola que se relacionam aos aspectos da pressão no sistema humano-ambiental e, consequentemente, responsáveis por potenciais mudanças no estado do ambiente:

- A relação entre a quantidade total de dejetos produzidos anualmente e a área apta para disposição dos dejetos é um importante aspecto de pressão no sistema. Nesse caso, deve-se somar tanto a área própria quanto a área obtida por cedência de terceiros, haja vista que os dejetos precisam de uma área mínima para sua adequada destinação final. Quando existe insuficiência de área para deposição dos dejetos, a legislação ambiental propõe uma das seguintes alternativas:
 - a) redução do plantel;
 - b) estabelecimento de contratos de transferência dos dejetos excedentes para área de terceiros com condição de aproveitamento;
 - c) adoção de tecnologias que realizem o tratamento dos dejetos excedentes.
- O uso do solo corresponde à pressão no sistema, principalmente em função do uso de recursos naturais e emissões diretas e indiretas para o ar, água e solo.

- O sistema de produção de suínos e o número de cabeças do plantel exercem pressões no ambiente pelo volume dos dejetos e emissões de substâncias.
- O armazenamento dos dejetos ocorre em esterqueiras que precisam atender a legislação vigente. Isto representa uma pressão no sistema, pois precisa estar em conformidade para que não ocorram perdas de dejetos no ambiente.
- Os dejetos são usados como fertilizante orgânico em lavouras e pastagens, entretanto, esta destinação final dos dejetos precisa seguir os critérios de dosagem e aplicação no solo. A quantidade de água, o desbalanço de nutrientes nos dejetos e as distâncias para a aplicação dificultam o uso dos dejetos como fertilizante.
- Para os animais mortos na granja de suínos, é necessário que se realize a destinação adequada, sendo este indicador considerado uma pressão sobre o sistema.
- Relacionado às condições socioeconômicas e a qualidade de vida dos agricultores, a composição da mão de obra predominante é a familiar, e há a necessidade de que algum membro da família exerça atividade remunerada fora da propriedade, uma vez que o sistema produtivo principal (suinocultura) nem sempre comporta o nível de renda esperado, aspecto esse que pode ser considerado uma pressão no sistema.
- O licenciamento ambiental engloba o ambiente legal sobre a questão ambiental da suinocultura, constituído de exigências legais para prevenir e corrigir os efeitos negativos que possam vir a ocorrer no ambiente, portanto, considerado um indicador de resposta para o sistema.

Estado

O estado descreve a qualidade e as condições do ambiente natural do sistema:

- O indicador qualidade do solo se refere à interferência na capacidade do solo exercer suas funções como consequência da disposição dos dejetos.

- Alterações na qualidade da água do lajeado Clarimundo em função do escoamento dos dejetos são outro indicador de estado.
- O indicador de odor da produção de suínos está relacionado à qualidade do ar.

Impacto

Os impactos descrevem as alterações das condições ambientais causadas ou induzidas pela produção intensiva de suínos no sistema:

- **Qualidade do solo:** um indicador de impacto relacionado no estudo é a qualidade do solo nas áreas com um longo histórico de adubação com dejetos, aspecto esse que pode ser avaliado por meio de análise de fertilidade do solo.
- **Qualidade da água:** os impactos resultantes das alterações da qualidade da água no âmbito da MBHLC, decorrentes de alterações nos parâmetros físico, químico e biológico de qualidade da água superficial, dizem respeito a menor disponibilidade de água superficial com a qualidade adequada para ser consumida pela população humana e animal. A comprovação desse impacto é a substituição de fontes de abastecimento de água de origem superficial por água proveniente de aquíferos profundos. A mudança na classificação na qualidade da água e a redução da biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos são outros impactos constatados.
- A incidência de insetos como moscas e mosquitos é um impacto decorrente do excesso de matéria orgânica dos dejetos nos rios e em locais com acúmulo de dejetos.
- A exportação de dejetos ocorre quando o sistema (estabelecimento) não possui a totalidade da área agrícola necessária para realizar internamente o seu aproveitamento. Nesse caso, os criadores de suínos precisam firmar contratos com proprietários de estabelecimentos existentes nas proximidades que estejam interessados em receber dejetos. Este se constitui num indicador de impacto, pois nesse caso o sistema não está comportando a totalidade dos dejetos gerados e precisa exportá-los.

Respostas

Assim, surgem respostas provenientes do sistema e respostas que visam melhorar o estado e reduzir os impactos no sistema:

- A adoção de boas práticas ambientais pelos suinocultores e a preocupação manifestada em relação aos problemas ambientais em geral caracteriza uma resposta à mudança de estado do sistema e dos impactos.
- O interesse manifestado pelos agricultores em continuar na atividade de produção de suínos é uma resposta que mostra o grau de satisfação em continuar na atividade.
- As dificuldades no manejo dos dejetos podem ser uma resposta do sistema, por exemplo, em função do volume e área disponíveis para a colocação dos dejetos.
- A adoção de tecnologias para manejo dos dejetos é uma resposta para o sistema referente aos processos de tratamento como, por exemplo, a digestão anaeróbia.
- O licenciamento ambiental é uma resposta para o sistema com foco na proteção e recuperação ambiental. Restrições nas legislações relacionadas ao manejo dos dejetos e emissão de gases por esses resíduos são importantes para o controle ambiental desta atividade, conservando recursos ambientais em quantidade e qualidade.

Identificando os serviços ecossistêmicos

O driver identificado no quadro DPSIR exerce pressões que têm impacto sobre os serviços ecossistêmicos, de modo que a provisão e a regulação podem ser afetados no sistema.

Tabela 3. Classificação dos serviços ecossistêmicos.

Impacto no sistema	Impacto nos serviços ecossistêmicos	Exemplo de bens e benefícios
Serviço ecossistêmico de provisão		
Qualidade do solo	Qualidade física, química e biológica do solo	Manutenção da qualidade do solo e, portanto, capacidade do solo para uso humano
Qualidade da água	Condições físicas, químicas e biológicas da água	Manutenção da qualidade da água e redução de custos dos danos de escoamento de nutrientes no ambiente
Incidência de insetos	Acúmulo de dejetos no ambiente	Eliminação sustentável dos resíduos e prevenção de doenças
Serviço ecossistêmico de regulação e manutenção		
Cedência de dejetos para terceiros	Biomassa (dejetos)	Uso como fertilizante orgânico e produção de energia (biogás)

Os serviços ecossistêmicos identificados são:

- **Serviços de regulação e manutenção:** a qualidade da água e do solo está relacionada à manutenção da qualidade física, química e biológica do solo e da água no sistema, afetados pelos dejetos dispostos sem controle e critérios no ambiente. Além destes, engloba a proliferação de moscas e mosquitos em função do acúmulo de dejetos.
- **Serviços de provisão:** a cedência de dejetos para terceiros é classificada como uma forma de provisão de fertilizante orgânico e com possibilidade de produção de energia através do biogás.

A aplicação da rede causal na microbacia

A estrutura conceitual aplicada na análise da microbacia do lajeado Clarimundo evidencia os principais fatores que estão afetando o sistema em função do acúmulo dos dejetos da produção intensiva de suínos, mostrando os passos intermediários que estão entre os indicadores e fornecendo uma base analítica importante para estabelecer funções de resposta a este sistema (Figura 1).

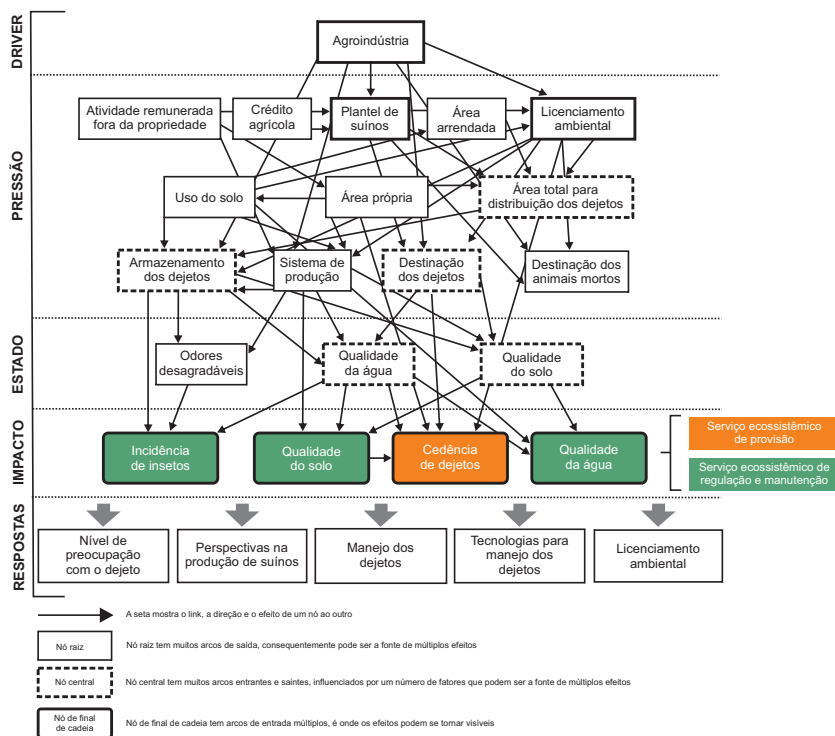


Figura 1. Estrutura conceitual aplicada no estudo da microbacia do lajeado Clarimundo.

Os nós raiz identificados na estrutura conceitual são a agroindústria integradora, que é o driver no sistema considerado, o licenciamento ambiental e o plantel de suínos, que correspondem à fonte de diversos efeitos. Os nós centrais são influenciados e influenciam vários fatores que podem ser a fonte de múltiplos problemas, que são o armazenamento e a área total para distribuição dos dejetos, os locais para destinação dos dejetos e a qualidade da água e do solo. Os nós de final de cadeia são os indicadores de impacto, que correspondem aos serviços ecossistêmicos afetados: a qualidade da água e do solo, a cedência de dejetos para terceiros e a incidência de insetos. Por sua vez, as respostas na estrutura conceitual correspondem às ações e medidas realizadas com o objetivo de evitar, compensar, mitigar ou se adaptar aos impactos.

Considerações finais

O objetivo deste trabalho foi desenvolver uma estrutura conceitual com condições de aplicação na realidade empírica, considerando um sistema com seus elementos em interação como referência de análise.

Argumentou-se que o uso do DPSIR é essencial na organização de indicadores em categorias. Entretanto, como um sistema é mais complexo que as relações de causa e efeito, foi proposta uma estrutura com base no DPSIR, que através da interação e inclusão de diferentes cadeias de causa e efeito é adaptável a mudanças.

Para uma visão mais abrangente da complexidade dos problemas, que permitisse integrar o envolvimento humano e a consequente adaptação às mudanças ambientais, agregou-se o conceito de serviços ecossistêmicos na estrutura conceitual. Assim, foi possível estabelecer uma vinculação lógica entre os seus componentes, incluindo as percepções ambientais e as mudanças no sistema socioeconômico.

Por sua vez, a aplicação da estrutura conceitual no âmbito da microbacia do lagoado Clarimundo possibilitou um mapeamento da complexa situação ambiental decorrente da atividade suinícola, permitindo identificar os principais indicadores e relações que devem ser consideradas em ações de proteção ou melhoria dos serviços ecossistêmicos e do bem-estar da população.

Referencias

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual 2018**. São Paulo: ABPA, 2018. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018.pdf>>. Acesso em: 5 de out. 2019.

BILGILI, F.; OZTURK, I. Biomass energy and economic growth nexus in G7 countries: Evidence from dynamic panel data. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 49, p. 132-138, Sept. 2015. DOI: 10.1016/j.rser.2015.04.098.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MULLER, F. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. **Ecological Indicator**, v. 21, p. 17-29, Oct. 2012a. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019.

BURKHARD, B.; GROOT, R. S. DE; COSTANZA, R.; SEPPELT, R.; JORGENSEN, S. E.; POTSCHIN, M. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 1-6, 2012b. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.03.008.

BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Drivers-Pressure-State-Impact-Response. **Ecological indicators**, v. 2, p. 967-970, Nov. 2008. DOI: 10.1016/B978-008045405-4.00129-4.

DAILY, G. C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P. R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S. H.; TILMAN, D.; WOODWELL, J. M. **Ecosystem services**: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology*, Washington, v. 1, n. 2, p. 1-18, 1997. Disponível em: <<https://www.esa.org/esa/wp-content/uploads/2013/03/issue2.pdf>>. Acesso em: 8 fev. 2017.

DALE, V. H.; POLASKY, S. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 286-296, Dez. 2007. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2007.05.009.

DE GROOT, R. (Coord.). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: KUMAR, P. (Ed.). **The economics of ecosystems and biodiversity**: ecological and economic foundations. London: Routledge, 2010. p. 11-39.

ELLIOTT, M. Integrated marine science and management: wading through the morass. **Marine Pollution Bulletin**, v. 86, n. 1-2, p. 1-4, Sept. 2014. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.07.026.

FARRET, F. A. **Aproveitamento de pequenas fontes de energia elétrica**. 3. ed. Santa Maria: Ed. UFSM, 2014. 242 p.

FERRÃO, P., FERNÁNDEZ, J. E. **Sustainable Urban Metabolism**. Cambridge: The MIT Press, 2013.

GABRIELSEN, P.; BOSCH, P. **Environmental indicators**: typology and use in reporting. EEA internal working paper, 2003. 20 p. Disponível em: <http://www.brahmatwinn.unijena.de/fileadmin/Geoinformatik/projekte/brahmatwinn/Workshops/FEEM/Indicators/EEA_Working_paper_DPSIR.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2016.

GEE, K.; BURKHARD, B. Cultural ecosystem services in the context of offshore wind farming: a case study from the west coast of Schleswig-Holstein. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 49-358, 2010. DOI: 10.1016/j.ecocom.2010.02.008.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1**: Guidance on the Application of the Revised Structure. Nottingham, 2018. Disponível em: www.cices.eu. Acesso em: 16 jan. 2018.

HALBER, N.; WERF, H. M. G.; BOER, I. J. M. de. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. **Livestocks Production Science**, v. 96, p. 33-50, Sept. 2005. DOI: 10.1016/j.livprodsci.2005.05.013.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, Nov. 2009. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.12.046.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>>. Acesso em jul. 2019.

KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 54-78, May, 2013. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.09.006.

KELBLE, C. R.; LOOMIS, D. K.; LOVELACE, S.; NUTTLE, W. K.; ORTNER, P. B.; FLETCHER, P.; COOK, G. S.; LORENZ, J. J.; BOYER, J. N. The EBM-DPSIR conceptual model: integrating ecosystem services into the DPSIR framework. **PLoS ONE**, v. 8, n. 8, Ago. 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0070766.

KRISTENSEN, P. **The DPSIR framework**. Paper presented at the workshop on a comprehensive/detailed assessment of the vulnerability of water resources to environmental change in Africa using river basin approach. Nairobi, Kenya. 2004. Disponível em: <<http://www.ifremer.fr/dce/content/download/69291/913220/file/DPSIR.pdf>>. Acesso em: 1 mar. 2016.

LA NOTTE, A. D'AMATO, D.; MÄKINEN, H.; PARACCHINI, M. L.; LIQUETE, C.; EGOH, B.; GENELETTI, D.; CROSSMAN, N. D. Ecosystem services classification: a systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 392-402, Mar. 2017. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.11.030.

LORA, E. E. S. Conceito de biomassa, classificação, disponibilidade e características. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 26., 1997, Campina Grande. **Tecnologia e aplicação racional de energia elétrica e de fontes renováveis na agricultura**. Campina Grande: UFPB: SBEA, 1997.

MAES, J.; LIQUETE, C.; TELLER, A. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 14-23, Feb. 2016. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.10.023.

MARTIN, D. M.; PISCOPO, A. N.; CHINTALA, M. M.; GLEASON, T. R.; BERRY, W. Developing qualitative ecosystem service relationships with the Driver-Pressure-State-Impact-Response framework: a case study on Cape Cod, Massachusetts. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 404-415, Jan. 2018. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.08.047.

MARQUES, J. C.; BASSET, A.; BREY, T.; ELLIOTT, M. The ecological sustainability trigon: a proposed conceptual framework for creating and testing management scenarios. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 12, p. 1773-1779, Dec. 2009. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.08.020.

MAXIM, L.; SPANGENBERG, J.; H., O'CONNOR, M. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. **Ecological Economics**, v. 69, n. 1, p. 12-23, Nov. 2009. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.03.017.

MIRANDA, C. da R. **Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2018. Projeto concluído.

MÜLLER, F.; BURKHARD, B. The indicator side of ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 1, p. 26-30, July 2012. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.06.001.

NASSL, M.; LÖFFLER, J. Ecosystem services in coupled social-ecological systems: Closing the cycle of service provision and societal feedback. **Ambio**, v. 44, n. 8, p. 737-749, Dec. 2015. DOI 10.1007/s13280-015-0651-y.

NIEMEIJER, D.; DE GROOT, R. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 1, p. 14-25, Jan. 2008b. DOI: 10.1016/j.ecolind.2006.11.012.

NIEMEIJER, D.; DE GROOT, R. Framing environmental indicators: moving from causal chains to causal networks. **Environment, Development and Sustainability**, v. 10, n. 1, p. 89-106, Feb. 2008a. DOI: 10.1007/s10668-006-9040-9.

PELLINI, T.; J. MORRIS. A framework for assessing the impact of the IPPC directive on the performance of the pig industry. **Journal of Environmental Management**, v. 63, n. 3, p. 325-333, nov. 2001. DOI: 10.1006/jema.2001.0501.

RODRÍGUEZ, J. P.; BEART JUNIOR, T. D.; BENNETT, E. M.; CUMMING, G. S.; CORK, S. J.; AGARD, J.; DOBSON, A. P.; PETERSON, G. D. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, 2006.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 11, **Suinocultura**, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <<http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas> %2011%20Suinocultura.pdf>. Acesso em: 23 fev. 2018.

SMEETS, E.; WETERINGS, R. **Environmental indicators**: typology and overview. Technical Report nº 25. Copenhagen, 1999. Disponível em:<<http://www.eea.europa.eu/publications/TEC25>>. Acesso em: 2 maio 2016.

TURNER, R. K. VAN DEN BERGH, J. C. J. M.; SODERQVIST, T.; BARENDREGT, A.; VAN DER STRAATEN, J.; MALTBY, E.; VAN IERLANDV, E. C. Ecological-Economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. **Ecological Economics**, v. 35, n. 1, p. 7-23, Oct. 2000. DOI: 10.1016/S0921-8009(00)00164-6.

VON BERTALANFFY, L. **Teoria geral dos sistemas**: fundamentos, desenvolvimento aplicações. 8. ed. Petrópolis, RJ: Vozes, 2015. 360 p.

ZHOU, S.; MUELLER, F.; BURKHARD, B.; CAO, X.; HOU, Y. Assessing Agricultural Sustainable Development Based on the DPSIR Approach: Case Study in Jiangsu, China. **Journal of Integrative Agriculture**, v.12, n. 7, p. 1292-1299, July 2013. DOI: 10.1016/S2095-3119(13)60434-7.



Foto: Alexandre Matthiensen

Capítulo 15

Modelagem hidrológica na sub-bacia
hidrográfica do lajeado Fragosos e uma
avaliação numérica de cenários da
mudança climática na vazão fluvial

*Gerson Conceição
Guilherme Xavier de Miranda Junior
Everton Blainski*

Introdução

Estudos recentes de modelagem observacionais e climáticas têm destacado o Sul do Brasil como uma região de particular vulnerabilidade à mudança climática, principalmente em relação as variáveis de temperatura e precipitação (Magrín et al., 2007; Campos, 2011; Santos et al., 2009). Isto tem exigido uma demanda crescente de concepção de estratégias para adaptação sustentável por parte da comunidade na Região Sul.

Apesar de modelos climáticos globais (MCGs) serem capazes de fornecer informações sobre as alterações do clima, há falta de detalhes numa escala precisa, limitando a aplicabilidade dos seus resultados para representar as características locais (Dibike; Coulibaly, 2005). Como alternativa para potencializar os MCGs, há o uso de modelos climáticos regionais (MCRs) a partir de *downscaling* de MCGs (Chou et al., 2014), que possibilita identificar variações e particularidades mais detalhadas de uma região (Binder, 2006).

As alterações climáticas podem gerar impactos significativos no ciclo hidrológico, aumentando a frequência de cheias, secas, erosão e impactando na qualidade das águas dos rios.

Na busca das relações que permitam entender o efeito das mudanças e variabilidades do clima sobre o regime hidrológico em escala de bacias hidrográficas de pequeno e médio porte, uma das abordagens mais comum é aplicar os cenários de MCGs e ou MCRs em modelos hidrológicos. Devido à alteração do clima, há o aumento ou diminuição de variáveis como a precipitação, que pode afetar o regime de vazão dos rios uma vez que está diretamente relacionada ao escoamento de uma bacia hidrográfica, e a temperatura, que se relaciona à evapotranspiração e ao balanço hídrico (Jiang et al., 2004).

A partir do 5º Relatório das Mudanças Climáticas (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013), quatro diferentes cenários de projeções foram gerados para representar as consequências climáticas até o final do século 21, denominados de caminhos de concentração representante (RCPs), relacionados às concentrações equivalentes de CO₂ na atmosfera. Cada RCP fornece apenas um dos muitos cenários possíveis que levariam às características de forçamento radiativo específico (Moss et al., 2010). Os RCPs incluem um cenário otimista, de mitigação rigoroso (RCP 2.6), dois cenários interme-

diários (RCP 4.5 e RCP 6.0) e um cenário considerado “pessimista”, com emissões de gases de efeito estufa (GEE) muito alta (RCP 8.5). O RCP 2.6 é representativo de um cenário positivo que visa manter o aquecimento global abaixo de 2 °C acima das temperaturas pré-industriais (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013), enquanto o RCP 8.5 estabelece um cenário negativo com aquecimento global inferior a 4,8 °C.

O RCP 4.5, supõem um armazenamento de 4,5 W/m² e representa uma estabilização das emissões de GEE antes de 2100. Nesse caso, a temperatura terrestre aumentaria entre 1,1 °C e 2,6 °C e o nível do mar subiria entre 32 cm e 63 cm. Esse cenário tem sido um dos mais utilizados. Já o cenário 8.5, considerado o mais “pessimista”, é caracterizado pelo aumento nas emissões sem sua estabilização, ou seja, as emissões continuam a crescer, bem como a concentração de GEE ao longo do tempo. Esse cenário prevê um armazenamento de 8,5 W/m² e, segundo o IPCC, a superfície da Terra poderia aquecer entre 2,6 °C e 4,8 °C ao longo deste século, fazendo com que o nível dos oceanos aumente entre 45 cm e 82 cm (Brasil, 2016).

Nesse contexto, para avaliar os impactos dessas alterações sobre o regime hidrológico em escala de sub-bacia, faz-se necessário o uso de modelos hidrodinâmicos cuja base física executa os processos envolvidos. Dentre os vários modelos, o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), desenvolvido pelo *Agricultural Research Service* e pela *Texas A&M University*, apresenta-se como uma destacada ferramenta por incluir em suas rotinas de simulação os componentes hidrológicos, climáticos, pedológicos e de uso da terra, possibilitando avaliar os impactos de diferentes cenários quali-quantitativos em uma bacia hidrográfica. O SWAT configura-se como uma importante ferramenta de investigação de impactos decorrentes das alterações do clima por possuir em suas rotinas a descrição de como as alterações na temperatura e na precipitação afetam os processos de evapotranspiração, de geração de escoamento e de sedimento, assim como outros elementos hidrológicos.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho é avançar no entendimento dos impactos das mudanças climáticas em nível regional e local, na resposta hidrológica da sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos (SBHLF), em Concórdia, no oeste de Santa Catarina, permitindo disponibilizar informações que subsidiem a gestão dos recursos hídricos e de serviços ambientais na região de estudo.

Material e métodos

Área de estudo

A SBHLF está inserida na bacia hidrográfica do Jacutinga, localizada no município de Concórdia, no oeste do estado de Santa Catarina, Brasil, entre as coordenadas geográficas 27°15'41,86"S e 27°12'31,95"S e 52°12'23,48"W e 52°01'47,79"W. A área de drenagem é de aproximadamente 59 km² (Figura 1). O comprimento do rio principal é de 25,65 km, com uma variação de altitude em relação ao nível do mar entre 862 m e 332 m, apresentando uma declividade média de 23%. Na foz da bacia, há a conexão direta com o reservatório da Usina Hidrelétrica Itá (UHE Itá).

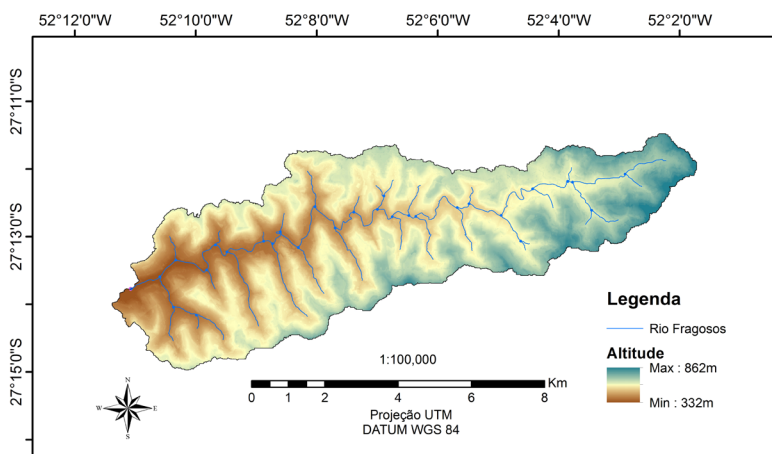


Figura 1. Mapa temático da SBHLF com detalhamento da altitude do lajeado Fragosos e seus afluentes.

De acordo com Köppen and Geiger (1928), o clima é Cfa (clima subtropical úmido). A temperatura média do mês mais frio está entre 11,5 °C e 13,5 °C e a média da máxima é de 24,7 °C. A precipitação anual da região varia de 1.700 mm a 1.900 mm, com total de dias de chuva variando entre 89 e 146. A umidade relativa do ar média é de 86,2% (Epagri, 1999; Dufloth et al., 2005; Wrege, 2011).

Utilizou-se como referência climatológica os dados observados de séries históricas diárias das variáveis de precipitação, radiação solar, umidade relativa e temperatura do ar (média, mínima e máxima), entre o período de 1987 a 2018, medidos na estação meteorológica da Embrapa Suínos e Aves em Concórdia. Esta estação se localiza na latitude 27°18'48,95"S, longitude 51°59'34,39"W e altitude de 585 m. As variáveis meteorológicas medidas pelas estações consistiram em dados diários e horários de:

- precipitação pluvial média;
- temperaturas mínimas e máximas do ar;
- umidade relativa do ar;
- velocidade do vento;
- radiação solar.

A partir dos dados climatológicos, foi obtido o cálculo da evapotranspiração potencial pelo método de Penman-Monteih.

Especificamente, para análise da vazão hidrológica com dados observados na Bacia do Fragosos, entre o período de 2010 a 2018, contou-se com duas estações auxiliares de precipitação e cota, localizadas na porção central e foz da bacia de estudo.

As séries históricas diárias de projeções climáticas são do modelo climático regionalizado Eta-HadGEM2-ES, com resolução de 20 km, utilizado na preparação da Terceira Comunicação Nacional (MCTI) em 2016, para detalhar as simulações do modelo inglês HadGEM2-ES, sob dois cenários de emissão: RCP 4.5 e 8.5 (Brasil, 2016). A escolha destes dois cenários se deve ao fato de que os grupos de trabalho que utilizam a modelagem regional propõem seguir a metodologia proposta pelo Cordex, *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment* (Giorgi et al., 2009), que prioriza as saídas do modelo de escala reduzida, downscaling, dos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, pois o primeiro é considerado por corresponder ao contexto do “mundo real” no clima presente e ser relevante para os tomadores de decisão e o segundo é o cenário de mais altas emissões, considerado relevante para questões de mitigação (World Climate Research Programme, 2009).

A partir da estimativa dos dois cenários de emissão: RCP 4.5 e 8.5, para o período de 2007 a 2099, foram obtidas as séries sintéticas futuras de temperatura, precipitação, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento através do gerador de cenários Eta-HadGEM2-ES. Nos resultados, é importante mostrar como os cenários de emissão impactaram as variáveis climáticas, principalmente as variações da precipitação (totais e distribuição) e da ETP nos diferentes cenários. Isso permite uma melhor compreensão dos resultados obtidos na vazão.

Tais séries foram usadas como dados de entrada do SWAT, gerando assim as séries futuras de vazão, ou seja, foram obtidas as vazões que poderão ocorrer sob os dois cenários de emissão (RCP 4.5 e RCP 8.5), entre o ano de 2007 a 2099 na SBHLF.

O modelo SWAT requer como dados de entrada as informações climáticas, gestão da bacia e mapas temáticos com a topografia do terreno, uso do solo e tipo de solo. Os mapas no formato digital (topografia, uso do solo e tipo de solo) foram processados no ArcGis, através da interface ARCSWAT, para organizar os dados de entrada no formato de arquivo requerido pelo modelo. Através da interface ARCSWAT, foi realizada a espacialização da bacia, sua divisão em sub-bacias e uma divisão ainda menor em unidade de reposta hidrológica (URH). Essas URHs são obtidas a partir das camadas sobrepostas dos mapas de solo, uso do solo e classes de inclinação do terreno.

Para avaliar o desempenho do SWAT, foram utilizadas as seguintes estatísticas de precisão: coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) e o coeficiente de regressão (R^2), que representa a correlação entre os dados medidos e simulados. O Nash-Sutcliffe (COE) é calculado como:

$$COE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (E_{med} - E_{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (E_{med} - \bar{E})^2} \right]$$

Onde:

COE: coeficiente de Nash e Sutcliffe

E_{med}: evento medido

E_{sim}: evento simulado pelo modelo

\bar{E} : média do evento estimado no período

Para classificação do desempenho do SWAT, foi adotada a seguinte escala, conforme Santhi et al., (2001): muito bom ($COE \geq 0,65$); bom ($0,65 > COE \geq 0,54$); e satisfatório ($0,54 > COE \geq 0,50$).

Análise dos resultados

Análise da vazão fluvial

A vazão fluvial do lajeado Fragosos foi obtida a partir da curva-chave desenvolvida por Conceição (2013) e atualizada com várias medições de descarga líquida realizadas em períodos de vazões elevadas e de estiagem entre 2015 e 2018, no âmbito do projeto SA-SuAve, relacionando-as com as cotas obtidas na régua linimétrica no exato momento das medições, permitindo obter a equação abaixo.

$$Q = 18,17 X^2 - 15,74 X - 3,60$$

Onde:

Q: vazão fluvial (m^3/s)

X: valor da cota expressa (m)

As vazões fluviais médias obtidas no lajeado Fragosos, entre o período de 2010 a 2018, estão apresentadas na Figura 2. É possível identificar uma grande variabilidade das vazões ao longo dos meses do ano. As vazões médias mensais mais elevadas ocorreram no período de inverno ($2,0 m^3/s$) e os menores valores de vazões médias ocorreram no período de verão ($1,2 m^3/s$).

A vazão média anual na foz do lajeado Fragosos foi de $1,22 m^3/s$ entre o período de 2010 e 2018. A vazão máxima ocorreu em 14 de julho de 2015 e foi de $44,94 m^3/s$. A vazão mínima foi de $0,03 m^3/s$ ocorrida em abril e maio de 2015 e março e maio de 2018.

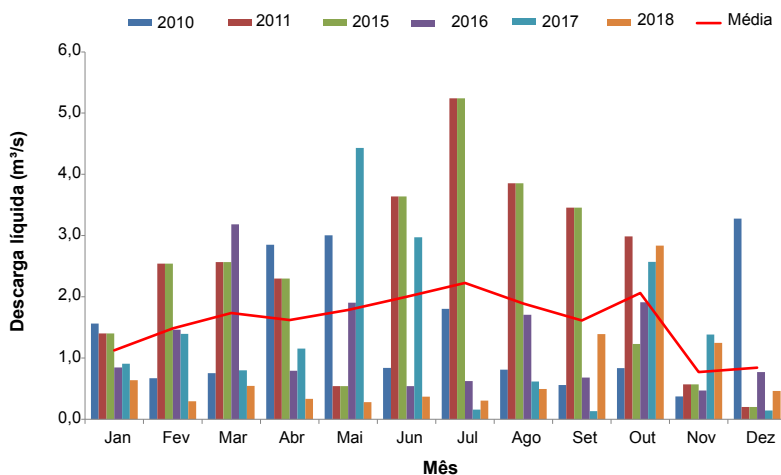


Figura 2. Vazões médias mensais para o lajeado Fragosos para o período de 2010 a 2018.

Análise da precipitação e evapotranspiração potencial sob os efeitos dos cenários de emissão RCP 4.5 e RCP 8.5

A Figura 3A apresenta os totais médios mensais, enquanto a Figura 3B apresenta a anomalia de precipitação entre o total médio climático observado e o simulado pelo modelo Eta-HadGEM2-ES sob o efeito das emissões (RCP 4.5 e 8.5), entre o período de 2007 a 2018 ocorrido na SBHLF.

Uma comparação entre os dados climáticos observados e simulados de precipitação mensais e suas respectivas anomalias entre 2007 a 2018 (Figuras 3A e 3B) permite constatar uma redução significativa da precipitação para ambos os cenários (RCP 4.5 e RCP 8.5) em relação aos dados climáticos observados para a maioria dos meses do ano. Os meses que apresentaram redução de precipitação mais significativa foram os meses de abril e outubro (Figura 3B).

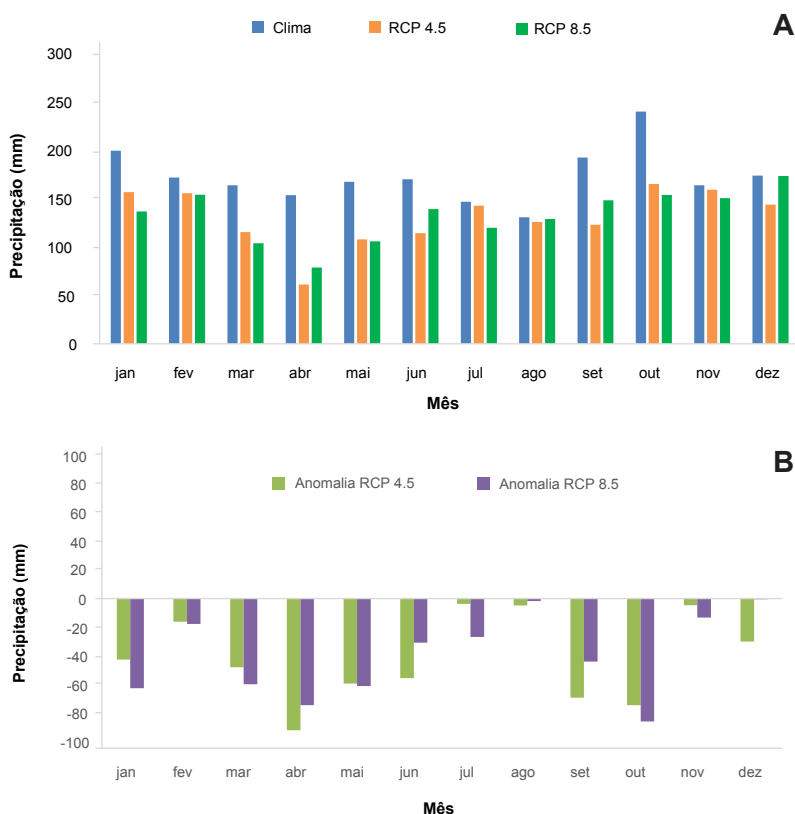


Figura 3. Precipitação média mensal observada e simulada pelo modelo climático regionalizado Eta-HadGEM2-ES sob o cenário de emissão RCP 4.5 e RCP 8.5 (A) e anomalia de precipitação observada e simulada (RCP 4.5 e 8.5) para o período de 2007 a 2018 (B).

A evapotranspiração potencial (ETP) obtida na SBHLF (Figura 4), indica uma baixa taxa de perda de vapor d'água no inverno e alta no verão, resultado do ciclo radiativo solar que é mais intenso no verão, reduzindo no inverno.

Ao analisarmos a ETP mensal para a condição “presente” no período de 2007 a 2018 (Figura 4), comparando com a simulada pelo modelo climático regionalizado Eta-HadGEM2-ES sob o efeito das emissões (RCP 4.5 e 8.5), verificamos que há um aumento da taxa de perda de vapor d'água na SBHLF para a atmosfera na condição simulada sob o efeito dos cenários de emissão (RCP 4.5 e 8.5). Este aumento da taxa de ETP, sob os efeitos das emissões,

são maiores no verão (aproximadamente 24%) e menores nas demais estações do ano (aproximadamente 15%).

Quando avaliamos simultaneamente as Figuras 3 e 4, podemos obter uma melhor compreensão do impacto do efeito das emissões dos gases de efeito estufa na SBHLF, uma vez que refletem em uma redução dos volumes de precipitação e aumento da taxa de evapotranspiração para a atmosfera, que refletem no balanço hídrico, afetando a disponibilidade hídrica e a vazão fluvial da referida sub-bacia.

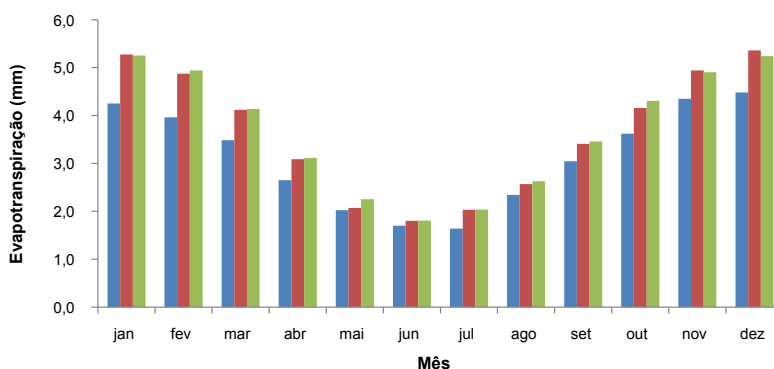


Figura 4. Evapotranspiração potencial média mensal observada e simulada pelo modelo climático regionalizado Eta-HadGEM2-ES sob o cenário de emissão RCP 4.5 e RCP 8.5, no período de 2007 a 2018 para a SBHLF.

Calibração e validação do modelo hidrológico

Os parâmetros e as faixas de valores adotadas na calibração da vazão na SBHLF são apresentados na Tabela 1. Durante a calibração, estes parâmetros foram os que apresentaram a maior sensibilidade na parametrização do modelo para representar a vazão. As suas variáveis físicas de influência podem ser assim associadas, como segue: coeficiente de retardo do escoamento superficial (SURLAG), que corresponde à relação entre a vazão e o tempo de concentração; fator de compensação de evaporação do solo (ESCO); tempo em que a água se move da camada mais profunda do solo até o aquífero superficial (GWDELAY); fator de resposta às variações na recarga do aquífero (ALFA_BF).

Tabela 1. Parâmetros e faixa de valores adotados na calibração manual de vazão.

Parâmetro	Descrição	Limites	Inicial	Final
ESCO.hru	Fator de compensação de evaporação do solo	0,8 a 1,0	0,8	0,5
ALPHA_BF	Constante de recessão do fluxo de retorno	0,0 a 1,0	0,0	1,0
GW_DELAY	Coefficiente que controla a taxa de transferência de água do aquífero raso para a zona de raízes	10 a 450	10	31
SURLAG	Coefficiente de atraso do escoamento superficial	0,0 a 12,0	0,1	1,0

A função objetivo coeficiente de Nash-Sutcliffe (COE) se mostrou adequada para fazer a comparação entre dados observados e simulados pelo modelo SWAT. O COE para os dados de vazão simulados e medidos em 2017 e 2018 foi de 0,77 e 0,76, respectivamente, indicando ter sido muito bom o desempenho do modelo SWAT, conforme Santhi et al. (2001).

Por sua vez, o R^2 para os dados de vazão simulados e medidos em 2017 e 2018 foi de 0,72 e 0,80, respectivamente, indicando ter ocorrido uma boa correlação entre os dados medidos e simulados.

A análise dos dados medidos e simulados mostrou que este modelo possui boa aderência aos dados analisados para esta bacia, como é possível observar na Figura 5, onde é apresentado o hidrograma para os dados obtidos através da plataforma de coleta de dados na SBHLF (PCD lajeado Fragosos) 2017 e 2018, e comparados com os simulados pelo modelo hidrológico.

Na Figura 5, pode-se observar que, apesar do COE alto, o modelo apresentou dificuldade na simulação dos picos de vazão, principalmente em 2017. O modelo parece estimar bem o escoamento de base e com menor precisão a onda de cheia. A dificuldade pode estar associada ao tempo de resposta da bacia, que é inferior a 24 horas, pois o modelo obtém melhor desempenho para médias e grandes bacias com tempo de resposta superior a 1 dia (24 horas) (Machado, 2002). Outro fator limitante para que o modelo SWAT possa melhor representar as ondas de cheias são nas condições em que há elevada intensidade de precipitação, pois quando a mesma é melhor distribuída durante o dia, o modelo SWAT representa melhor as vazões (Conceição, 2013).

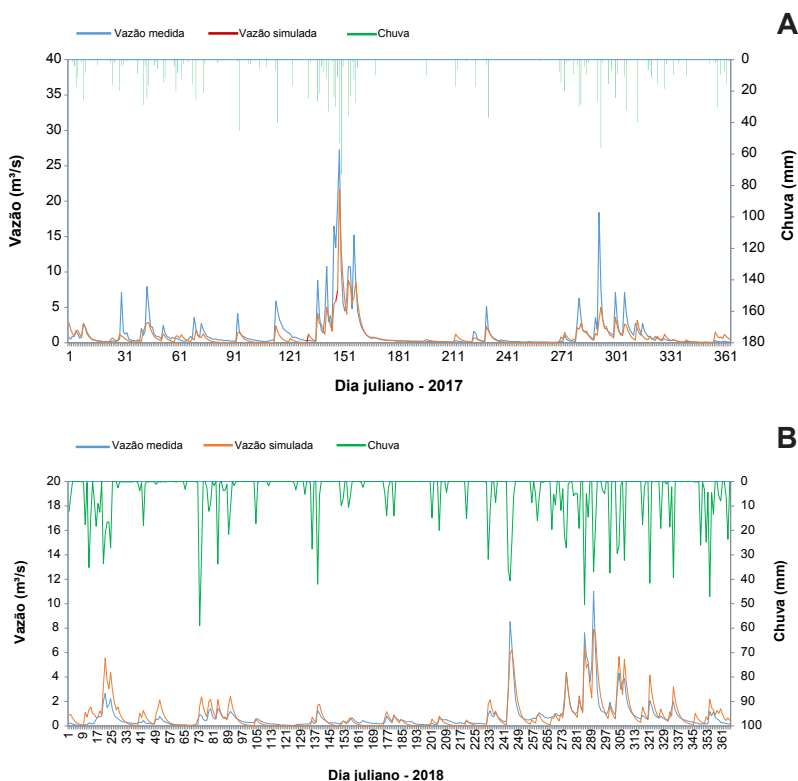


Figura 5. Representação gráfica da medição e simulação para o ano de 2017 do modelo SWAT, com COE de 0,77 e R^2 de 0,72 (A) e para o ano de 2018 com COE de 0,76 e R^2 de 0,80, com passo de tempo diário na SBHLF (B).

Previsão de vazões com base nas estimativas do modelo

Na Figura 6, são apresentadas as curvas de permanência em escala logarítmica de vazões diárias obtidas com dados observados e os simulados pelo modelo Eta-HadGEM2-ES, no período entre 2010 e 2018.

Nesta fase do estudo, buscou-se verificar a aderência das séries sintéticas produzidas pelo modelo Eta-HadGEM2-ES, analisando a curva de permanência das vazões na SBHLF. As verificações das previsões do modelo Eta-HadGEM2-ES foram efetuadas a partir das comparações das curvas de permanência de vazões diárias para o período 2010 a 2018, considerando: vazões obtidas com o modelo SWAT a partir de variáveis climatológicas ob-

servadas e vazões obtidas com o modelo SWAT com o uso das saídas corrigidas do modelo Eta-HadGEM2-ES.

As vazões simuladas pelo SWAT a partir de série de dados observados e sintética (cenário atual do modelo Eta-HadGEM2-ES para o período de 2010 a 2018) (Figura 6), apresentaram uma boa aderência nas vazões altas, média e baixa. No entanto, há uma pequena sobre-estimativa para as vazões que permanecem em 90% do tempo (Q_{90}).

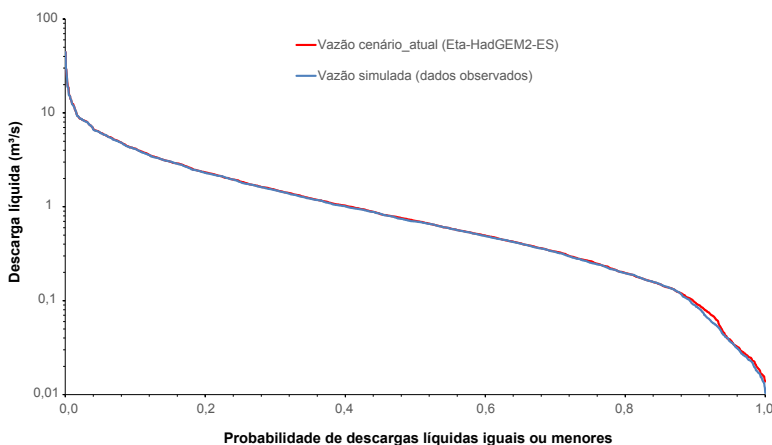


Figura 6. Curvas de permanência das vazões simuladas pelo modelo SWAT com série de dados climáticos observados e série sintética do modelo Eta-HadGEM2-ES no período de 2010 a 2018.

Análise da série sintética obtida através dos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5

Na Figura 7, são apresentadas as curvas de permanência em escala logarítmica das vazões atuais e futuras sob os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 para os anos de 2019 a 2099. O cenário RCP 4.5 permanece indicando vazões com tempo de permanência menores em relação às atuais obtidas na área de estudo. No entanto, o cenário RCP 8.5 indica valores médios superiores aos atuais nas vazões mediana e mantém-se com valores inferiores nas vazões elevadas com percentis abaixo de 5% (Q_5) e nas baixas com percentis acima de 75% (Q_{75}). Isto pode estar associado com a distribuição de precipitação

reduzida e alta taxa de evapotranspiração potencial para os cenários com emissão de GEE.

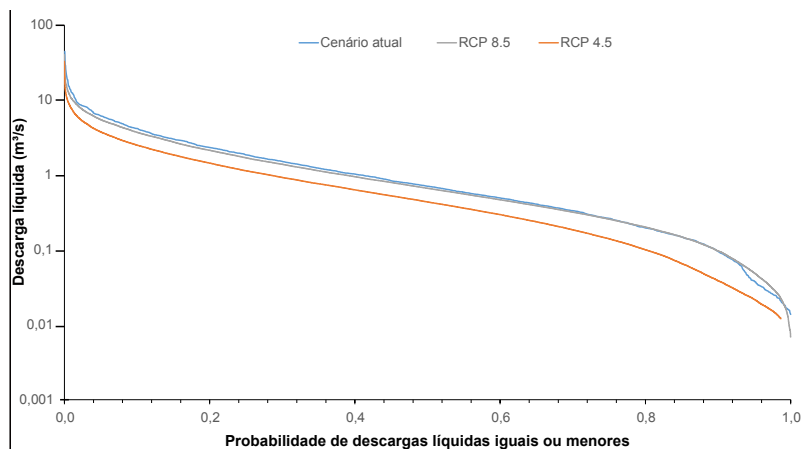


Figura 7. Curvas de permanência das vazões medidas (2010 a 2018), e as obtidas para o tempo futuro (2019-2099), a partir da aplicação das saídas do modelo Eta-HadGEM2-ES utilizando os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 no modelo SWAT.

Estes resultados podem ser visualizados mais claramente através da Tabela 2, onde se pode constatar uma diminuição da vazão apresentada pelo cenário futuro das vazões de permanência Q_5 e Q_{50} . No entanto, o cenário mais energético (RCP 8.5) apresentou para a Q_{90} uma vazão levemente superior e o cenário de menor energia (RCP 4.5) permaneceu com redução da vazão.

Tabela 2. Comparação entre a vazão de permanência de referência e as dos cenários RCP 4.5 e 8.5.

	Vazão (m³/s)			Diferença entre o cenário e a referência		
	Q_5	Q_{50}	Q_{90}	ΔQ_5	ΔQ_{50}	ΔQ_{90}
Referência	6,17	0,70	0,09	-	-	-
RCP 4.5	3,77	0,44	0,04	-39,00%	-37,36%	-0,57%
RCP 8.5	5,47	0,66	0,10	-11,36%	-4,77%	0,09%

O fato de o cenário de maior energia apresentar um percentual de excesso e não de déficit para a vazão de permanência Q_{90} pode estar associado às incertezas dos modelos, já que a diferença é muito pequena. Alguns trabalhos têm mostrado que as previsões de longo prazo obtidas por um conjunto de modelos globais apresentam melhores resultados quando comparadas às aquelas obtidas através do uso exclusivo de modelos que foram desenvolvidos para melhor representar a climatologia local (Bravo et al., 2012; Valerio, 2014).

Conclusões

Para os cenários analisados, verificou-se uma tendência de diminuição das vazões no período simulado, que pode estar associado à redução de precipitação e ao aumento da evapotranspiração sob os efeitos de GEE. A redução das vazões pode impactar negativamente na gestão de recursos hídricos, gerando conflitos setoriais pelo uso da água e agravando o problema de escassez em bacias rurais.

O modelo hidrológico foi considerado muito bom para simulação das vazões geradas sob os cenários de mudança climática, no entanto, há incertezas que necessitam ser minimizadas através de estudos mais aprofundados.

Referência

BINDER, L. C. W. Climate change and watershed planning in Washington State. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 42, n. 4, p. 915-926, Aug. 2006. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2006.tb04504.x.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de adaptação à mudança do clima**. Brasília, DF: MMA, 2016. BRAVO, J. M.; MARQUES, D. M.; TASSI, R. CARDOSO, A. Avaliação preliminar do efeito de projeções do clima em cenários climáticos futuros sobre os níveis d'água do banhado do Taim, RS. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 11., 2012, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2012.

CAMARGO, A. P. **Balanço hídrico no Estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 1971. (Boletim Técnico, 116).

CAMPOS, C. G. C. **Padrões climáticos atuais e futuros de temperatura do ar na Região Sul do Brasil e seus impactos nos cultivos de pêssego e de nectarina em Santa Catarina**. 2011. 165 f. Tese (Doutorado em Meteorologia). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

CHOU, S. C.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; MARENGO, J. Evaluation of the Eta simulations nested in three global climate models. **American Journal of Climate Change**, v. 03, n. 05, p. 438-454, Dec. 2014. DOI: 10.4236/ajcc.2014.35039.

CHOU, S. C.; MARENGO, J. A.; LYRA, A. A.; SUEIRO G.; PESQUERO, J. F.; ALVES, L. M.; KAY, G.; BETTS, R.; CHAGAS, D. J.; GOMES, J. L.; BUSTAMANTE, J. F. Downscaling of South America present climate driven by 4-member HadCM3 runs. **Climatic Dynamics**, v. 38, p. 635-653, 2012. DOI 10.1007/s00382-011-1002-8.

DIBIKE, Y. B.; COULIBALY, P. Hydrologic impact of climate change in the Saguenay watershed: comparison of downscaling methods and hydrologic models. **Journal of Hydrology**, v. 307, p. 145-163, May 2005. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2004.10.012.

DUFLOTH, J. H., CORTINA, N. V., MIOR, L. C. M. **Estudos Básicos Regionais de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 1 CD, 2005

EPAGRI. Ciram. **Mapas digitais de Santa Catarina**. Florianópolis, 2004. Disponível em: <<http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/>>. Acesso em 18 set. 2011.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2013: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. 1535 p.

JIANG, Y., YUNG, Y. L.; SANDER, S. P.; TRAVIS, L. D. Modeling of atmospheric radiative transfer with polarization and its application to the remote sensing of tropospheric ozone. **Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer**, v. 84, p. 169-179, 2004. DOI: 10.1016/S0022-4073(03)00140-7.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm, 1928.

LIEW, M. W.; VEITH, T. L.; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA-ARS watersheds. **Journal of Hydrology Resources**, v. 12, n. 2, p. 173-189, 2007.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MAGRÍN G.; GAY, G. C.; CRUZ, C. D.; GIMENEZ, J. C.; MORENO, A. R.; NAGY, G. J.; NOBRE, C.; VILLAMIZAR, A. Latin America. In: PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F.; PALUTIKOF, J.P.; VAN DER LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. (Ed.) **Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p 581-615.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models. Part 1: a discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

SANTOS, C. N. A. S.; BRITO, J. I. B.; RAO, T. V. R.; MENEZES, H. E. A. Tendências dos índices de precipitação no estado de Ceará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, n. 1, p. 39-47, 2009.

VALERIO, E. L. S. **Avaliação dos efeitos de alterações na precipitação devido a mudanças climáticas no regime hidrológico da bacia do rio Paraguauçu, BA.** 2014. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió.

WORLD CLIMATE RESEARCH PROGRAMME. **Evaluating and improving regional climate projections.** Toulouse, Feb.2009. (WCRP Informal Report N.º 5/2009). Disponível em: <http://wcrp.ipsl.jussieu.fr/Workshops/Downscaling/Documents/CORDEX_Workshop09.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2020.

WREGE, M. S.; STEINMETZ, S.; REISSER JÚNIOR, C.; ALMEIDA, I. R. de (Ed.). **Atlas climático da Região Sul do Brasil:** Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Colombo: Embrapa Florestas, 2011.



Foto: Jairo Backes

Capítulo 16

Valoração ambiental através
dos custos de controle
O caso da sub-bacia do lajeado Fragosos

*Marcos Venícios Novaes de Souza
Evandro Carlos Barros
Cláudio Rocha de Miranda
Cícero Juliano Monticelli*

Introdução

A suinocultura brasileira esteve em constante evolução nas últimas décadas, tendo sido o seu desenvolvimento impulsionado a partir da concentração dos agentes produtivos em determinadas regiões, fato que permitiu a organização dessa atividade na forma de cadeia vertical, com clara definição e integração dos elos. Esses aglomerados trouxeram vantagens logísticas, favorecendo a convergência geográfica dos fatores de produção, atraindo tecnologia e mão de obra especializada, fornecedores de insumos, edificação de plantas para abate e processamento, entre outros elementos que, por fim, proporcionaram redução de custos e fortalecimento da capacidade competitiva da cadeia suinícola brasileira, suprimindo o consumo dessa carne tanto em âmbito nacional, como em parte expressiva do mercado internacional.

Apesar do padrão de excelência atingida pela produção industrial dessa proteína, a atividade apresenta um importante desafio, que é a gestão correta dos dejetos gerados nas unidades de produção de suínos (Oliveira; Higarashi, 2006). Quando os dejetos são manejados de forma adequada, ou reaproveitados, como por exemplo na forma de adubo orgânico, representam uma excelente fonte de nutrientes, com potencial para substituir parcial ou totalmente os fertilizantes minerais na produção de grãos e pastagens (Seganfredo, 2007b).

Todavia, quando os dejetos não são adequadamente destinados ou não respeitam a capacidade suporte dos ecossistemas, tais como no caso de uso excessivo de dejetos no solo, podem ocorrer alterações químicas, físicas e biológicas que afetam os serviços de purificação da água, bem como a capacidade de ciclagem de nutrientes, prejudicando o bem-estar humano e animal (Seganfredo, 2013). A degradação ambiental afeta não só os ecossistemas dos quais as unidades de produção se beneficiam diretamente, mas também aqueles que não contribuem diretamente para os negócios, gerando o que se denomina de externalidade, ou seja, efeitos colaterais da produção sobre o meio ambiente e outros agentes que não estão diretamente relacionadas à atividade geradora. Visando a sustentabilidade dos processos produtivos, torna-se necessário que esses custos sejam conhecidos, por meio de algum processo de valoração ambiental, e incluídos nos custos de produção da atividade (Motta, 1997; Brasil, 2002).

Entretanto, a contabilização de externalidades ambientais não é uma tarefa fácil, especialmente no que diz respeito aos custos decorrentes das atividades agropecuárias, haja vista a carência de métodos de estimativa práticos, de baixo custo de implementação e que não sejam demais complexos para o uso corrente pelas partes interessadas (Maia et al., 2004). O presente trabalho se propõe a enfrentar essa lacuna ao realizar um estudo de caso no âmbito de uma bacia hidrográfica caracterizada pela produção intensiva de suínos empregando uma metodologia de valoração ambiental, baseada nos custos de controle, a qual possibilita estimar os custos da externalidade e potencialmente contribuir para as boas práticas de gestão ambiental.

Segundo Portugal et al. (2012) e Fonseca et al. (2013), o Método de Custos de Controle, fundamentado na economia ambiental, tem caráter preventivo, diretamente relacionado aos preços de mercado ou à produtividade, consistindo na mensuração dos gastos advindos do controle sobre a poluição gerada. Em Fonseca et al. (2013), os autores descrevem os custos de controle como uma importante ferramenta para se evitar a variação do bem-estar ambiental e, desta forma, determinar o valor da externalidade.

O levantamento dos custos ambientais da produção intensiva de suínos e sua internalização no processo decisório é uma tarefa complexa, porém, trata-se de uma informação de extrema importância para o avanço na gestão ambiental.

Procedimentos metodológicos

A metodologia do presente trabalho se classifica, segundo os seus objetivos e procedimentos, como sendo exploratória e documental (Gil, 2007).

Para realização desse trabalho, tomou-se como referência Palhares e Miranda (2007), onde os autores desenvolvem o tema da gestão ambiental na suinocultura, apresentando a bacia hidrográfica como o recorte espacial preferencial para diagnósticos ambientais, pois nessa unidade geográfica é possível avaliar de forma integrada as ações humanas sobre o ambiente e seus desdobramentos sobre o equilíbrio hidrológico, poluição do solo e água, ameaça da diversidade biológica e outros.

Os dados utilizados no presente estudo dizem respeito à unidade geográfica denominada de sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos (SBHLF) e foram obtidos junto ao banco de dados do projeto: “Avaliação de indicadores e estratégias para valoração dos serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-Suave)”, bem como de estudos desenvolvidos por Dreher (2017) e Vargas et al. (2018).

Para o presente estudo de caso referente ao estudo da externalidade da atividade suinícola no âmbito da SBHLF, considerou-se a atividade suinícola como se fosse um sistema produtivo cujo ativo é o somatório de tudo que é produzido pelas granjas localizadas nessa unidade geográfica.

O cálculo da externalidade decorrente do excedente dos dejetos suínos obedeceu às seguintes etapas:

- estimativa total do nutriente fósforo gerado pela atividade suinícola no âmbito da SBHLF;
- estimativa da área agrícola total apta para realizar a reciclagem do fósforo;
- definição de um cenário de demandas de fósforo, com base na área ocupada pelos principais cultivos agrícolas e pastagens;
- cálculo da relação entre o total de fósforo derivado dos dejetos suínos e a demanda total desse nutriente pelas áreas agrícolas e de pastagens, conforme o cenário estabelecido na etapa anterior;
- definição das melhores alternativas e estratégias tecnológicas para tratamento do total de dejetos excedentes e respectivos custos.

Para realização dos cálculos da relação entre o total de nutrientes excretados pelos suínos e sua demanda pelas culturas agrícolas (balanço simplificado dos nutrientes), considerou-se apenas o elemento fósforo (P_2O_5), uma vez que o seu potencial de impacto ambiental é fator limitante para uso de dejetos na condição de fertilizante (IN nº 11, 2014).

Na definição do cenário de demanda de nutrientes no âmbito da SBHLF, levou-se em consideração a situação atual dos diferentes sistemas produtivos existentes nessa unidade geográfica, mas estimando-se um cenário onde

a área agrícola disponível seria ocupada com culturas com maior demanda de nutrientes, nesse caso, duas safras de milho para silagem, bem como a ocupação de 20% da área agrícola total da SBHLF no período de inverno com pastagens de aveia e/ou azevém. Por sua vez, os valores relativos a produção de dejetos líquidos por cabeça de suíno (litros/animal/dia), foram obtidos segundo valores que constam na Instrução Normativa de nº 11 (2014), da Fundação Estadual de Meio Ambiente (Fatma), atual Instituto de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (IMA).

A produção de dejetos suínos na SBHLF

A SBHLF possui uma área de 61,54 km², correspondendo a 7,6% da área total do município de Concórdia, SC. No âmbito dessa bacia, existem 56 criadores de suínos que utilizam diversos sistemas de criação, tais como: ciclo completo (3), unidade de produção de leitões - UPL (19), creche (2) e unidades de terminação (32). Com base nesses sistemas de criação, estimou-se um rebanho de 9.533 fêmeas alojadas, 3.105 leitões em creche e 26.312 suínos em terminação (Dreher, 2017; Vargas et al., 2018).

Considerando o total do rebanho suinícola, estima-se que o plantel de suínos da SBHLF produza em torno de 97.720 m³ de dejetos, com cerca de 3% de matéria seca (correspondendo a 2,38 kg/m³ de P₂O₅ segundo o Manual..., 2016), o que equivale a 231.751 kg de P₂O₅ excretados por ano (Tabela 1).

Tabela 1. Coeficientes técnicos - propriedades suinícolas da bacia hidrográfica do lajeado Fragosos.

Sistema de criação	Unidade	Referência/ animais	Excreção P ₂ O ₅ anual animal (kg)	Excreção P ₂ O ₅ anual total (kg)
Ciclo completo	3	332	49,60	16.467
UPL (6 kg)	32	9.201	11,00	101.211
Creche	2	3.105	0,30	932
Terminação	19	26.312	4,30	113.142
Total oferta P₂O₅ dejetos				231.751

Fonte: Dreher (2017) e Vargas et al. (2018).

Por sua vez, a área agrícola total da SBHLF é de 896 hectares, ou seja, representa menos de 15% da área total. Considerando-se essa área como o espaço potencialmente disponível para o aproveitamento dos dejetos como fertilizante, definiu-se e um cenário de intensificação da produção, prevenindo-se altos rendimentos produtivos para culturas agrícolas e pastagens a serem implantadas. Nesse cenário, contabilizando-se uma demanda total de 197.020 kg de P_2O_5 por ano, ou aproximados 220 kg/ha de P_2O_5 por ano e oferta total de 231.751 kg de P_2O_5 por ano, ou aproximados 258 kg/ha de P_2O_5 por ano, constata-se um excedente de 34.731 kg de P_2O_5 por ano, ou seja, 38 kg/ha de P_2O_5 por ano. Por sua vez, transformando-se esses valores em metros cúbicos de dejetos líquidos de suínos (DLS), tendo em conta ser essa a maneira que os dejetos são majoritariamente manejados, estima-se que a capacidade de aproveitamento anual seja de 83.131 m³/ano, restando, portanto, um excedente da ordem de 14.589 m³ de dejetos, para o qual necessita-se encontrar alternativas ambientalmente adequadas para o seu destino final (Tabela 2).

Tabela 2. Estimativa do balanço entre oferta e demanda de P_2O_5 no âmbito da sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos.

Demanda	Milho silagem	Milho silagem	Azevém ou aveia	
Oferta total de P_2O_5 proveniente do dejetos líquido de suínos (DLS)¹				231.751
Produção (t/ha) ²	18	12	8	
Área da cultura (ha)	896	300	195	
Demanda de P_2O_5 pelas culturas (kg)	152.320	33.000	11.700	197.020
Saldo de P_2O_5 (kg)				14.589

¹Dejetos de suínos com 3% de m.s.

²Expectativa de produção de grãos (milho grãos) ou de matéria seca (silagem).

Fonte: Adaptado de Manual ... (2016).

Esse excedente de dejetos se constitui em potencial fonte de poluição das águas, todavia, podem-se considerar duas alternativas para o seu destino, que são:

- transferência dos dejetos excedentes para bacias adjacentes que tenham disponibilidade de área agrícola para o reciclarem;
- tratamento do volume desses dejetos excedentes, por meio do uso de tecnologias adequadas.

No contexto do presente trabalho, considerou-se que a aplicação dos dejetos suínos como fertilizante para lavouras não representa um problema para o meio ambiente, desde que respeitada a capacidade de aproveitamento dos dejetos pelas culturas agrícolas e o limite ambiental de retenção do nutriente fósforo pelo solo, bem como as demais recomendações técnicas relacionadas ao seu aproveitamento como fertilizante orgânico, ocorrendo externalidades apenas quando o volume de dejetos for superior à capacidade de assimilação de nutrientes pelo solo e suas respectivas culturas agrícolas (Barros et al., 2019).

Cálculo do custo de controle por meio da transferência dos dejetos para bacias adjacentes à SBHLF

Os suinocultores da SBHLF empregam como estratégia predominante para o destino dos dejetos o seu armazenamento em esterqueiras, para posterior distribuição no solo na qualidade de fertilizante orgânico. Essa prática tem como ponto favorável o baixo custo de instalação, execução, manutenção e facilidade operacional, sendo indicada nas situações onde a quantidade total de dejetos líquidos dos suínos gerados em uma propriedade pode ser integralmente reciclada pelas áreas agrícolas disponíveis (Barros et al., 2019).

Todavia, quando a área agrícola não é suficiente para reciclar a totalidade dos dejetos, torna-se necessária a transferência do excedente para a área de terceiros. Essa é uma prática usual e que necessita ser devidamente documentada por ocasião do processo de licenciamento ambiental. Assim, toda a unidade de produção que possua excedente de dejetos deve possuir um contrato denominado de “Declaração de cedência de área para distribuição de fertilizantes orgânicos de suínos” onde consta, além do nome do interessado, localização, tamanho e outras informações pertinentes à área onde o dejetos excedente será destinado.

O transporte dos dejetos é realizado por meio de tanques acoplados a tratores ou então por meio de caminhões-tanque. No presente estudo, levando-se em consideração estudos anteriores sobre o tema (Sandi et al., 2011; Dreher, 2017) considerou-se um percurso médio percorrido para a distribuição de dejetos de aproximadamente 8 km (ida e retorno), e que o mesmo fosse realizado por meio de um caminhão-tanque com capacidade para transportar até 15 m³, dispendendo nesta tarefa um tempo de aproximadamente 60 minutos (carregamento, transporte e distribuição dos dejetos nas áreas agrícolas). Assim, no caso da SBHLF, considerando-se que a estimativa do excedente de dejetos é de 14.589 m³/ano, tem-se então um total anual aproximado de 973 horas que são necessárias para transporte desse excedente.

Por sua vez, o custo estimado dessa atividade é de R\$ 220 por hora (valor atualizado com informações obtidas junto a técnicos da Embrapa e da ACCS), sem subsídio. Desta forma, considerando-se o total de 14.589 m³/ano de excedente de dejetos, estimasse um custo total anual de R\$ 214 mil, valor esse que seria correspondente ao custo de controle ao optar-se por esse procedimento.

Cálculo do custo de controle por meio do tratamento em unidade de compostagem de dejetos suínos, no âmbito da SBHLF

A Unidade de Compostagem de Dejetos Suínos (UCDS) é uma tecnologia utilizada para decompor ou acelerar a decomposição de material orgânico não estável. A UCDS consiste basicamente em uma edificação apropriada onde acontece a aplicação e mistura dos dejetos líquidos em proporções compatíveis sobre leitos formados por maravalha, serragem ou palha, sendo regularmente misturados por meio de máquina revolvedora que assegura a uniformização e aeração desse material (Oliveira, 2017).

Para dimensionamento da UCDS projetada no âmbito do presente estudo, foram considerados os sistemas produtivos, o tamanho dos plantéis e a quantidade diária de DLS gerados no âmbito da SBHLF. Em Oliveira et al. (2017), os autores recomendam o uso de leiras em par, com aplicação dos dejetos em intervalos semanais. Nessas condições de manejo, alterna-se o tempo de

mistura e descanso, permitindo, dessa forma, que se propicie as condições necessárias para decomposição e mineralização do substrato, com eliminação do excesso de água e redução de gases de efeito estufa.

A partir do modelo proposto por Oliveira et al. (2017) e considerando-se um volume total de dejetos excedentes de 14.589 L, tempo de compostagem estimado em 100 dias, tempo médio para retirada do composto e preenchimento das leiras com nova serragem de 20 dias, torna-se necessária uma Unidade de Compostagem dos Dejetos Suínos com as seguintes dimensões: 12 m de largura, 138 m de comprimento total e 1,30 m de altura (Tabela 3).

Tabela 3. Dimensionamento da UCDS.

Descrição	Valor
Comprimento	135 m
Comprimento + 3 metros para manejo e circulação	138 m
Largura total	12 m
Altura das leiras	1,5 m
Altura útil das leiras	1,3 m
Área construída ¹	1.656 m ²
Área p/composto - volume para serragem	2.106
Tempo para estabilização	4 meses
Capacidade da serragem em receber dejetos ²	2.400 L/m ³
Capacidade - quantidade de dejetos por ciclo	5.054 m ³
Capacidade - quantidade de dejetos por ano ³	15.163 m ³ /a.a.

¹Barracão em alvenaria e cobertura metálica, sem piso.

²Volume para cada ciclo de compostagem (120 dias) 100 dias de compostagem mais 20 dias para retirada e preenchimento das leiras.

³O volume total esperado é de 14.589 m³/ a.a., onde se acrescenta uma margem de segurança, resultando em 15.163 m³/ a.a. de espaço construído.

Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2017)

Assim, a UCDS projetada possui uma área de construção civil total de 1.656 m² e uma capacidade de estocagem de 2.106 m³. Por sua vez, considerando-se que o tempo necessário para estabilização do composto seja de quatro meses, a capacidade de tratamento de dejetos por ciclo é de 5.054 m³, totalizando uma capacidade anual de aproximadamente 15.163 m³ de dejetos líquidos

de suínos, ou seja, capacidade suficiente para processar o total anual de DLS excedente no âmbito da SBHLF, que é de 14.589 m³.

Em termos monetários, a opção de adoção da UCDS implicaria em um investimento inicial de cerca de R\$ 329 mil para construção civil e R\$ 140 mil para máquinas e equipamentos, totalizando R\$ 469 mil por UCDS. Esses valores foram obtidos empregando-se a metodologia descrita por Santos Filho (2011), a qual considera em seus cálculos os seguintes índices:

- o valor do metro quadrado da construção civil;
- a vida útil das instalações (25 anos);
- máquinas e equipamentos (15 anos);
- o valor residual (cerca de 10%);
- os juros sobre o capital (6% a.a.);
- o custo de mão de obra com base no salário mínimo;
- os gastos com energia elétrica (kWh/leira/dia);
- o custo da maravalha ou serragem (reais/m³) (Tabela 4).

A utilização de uma UCDS para atender a SBHLF e internalizar os custos com o excedente de dejetos é uma proposta que poderia ser implementada na forma de condomínio entre os produtores da sub-bacia. Mas, para tanto, deve-se considerar ainda os custos de transporte entre cada propriedade e a UCDS e também o percurso médio interno na SBHLF, de 4 km, com utilização de caminhão com capacidade de transporte de até 15 mil litros a cada meia hora a um custo de R\$ 220 por hora, resultando desta forma em gastos anuais de R\$ 106.986 para transporte do excedente de dejetos na opção pela adoção da UCDS.

Tabela 4. Investimento, custos fixos e variáveis da UCD de referência.

	Quantidade	Unidade	R\$
Investimento inicial			
Área construída	1.608	m ²	328.800,00
Máquinas e equipamentos	Conjunto	-	140.000,00
			468.800,00
Custos fixos (depreciação e custo de capital)			
Área construída	-	a.a.	22.687,20
Máquinas e equipamentos	-	a.a.	13.020,00
			35.707,20
Custos variáveis			
Transporte esterqueira/UCDS	483	horas/a.a.	106.986,00
Mão de obra	1.190	horas/a.a.	4.275,00
Insumos (serragem)	6.271	m ³ /a.a.	109.906,20
Energia	6.569	kWh/a.a.	10.643,09
Total			231.810,29

Fonte: Adaptado de Santos Filho (2009).

Conforme fica descrito anteriormente, para comportar e tratar o excedente de dejetos de 14.589 m³/ano, seria necessária uma UCDS de referência, em uso comum para os produtores da SBHLF, implicando em um investimento total inicial de R\$ 468.800 e gastos totais anuais de R\$ 35.707,20 em custos fixos e, ainda, R\$ 231.810,29, em custos variáveis, correspondendo ao custo de controle na opção por esse tratamento.

Comparação entre as duas alternativas de controle

Comparando-se as duas alternativas de controle, constata-se que a transferência dos 14.589 m³/ano de dejetos excedentes na SBHLF para outras bacias próximas representa um custo total anual aproximado de R\$ 214 mil. Por sua vez, o custo de controle por meio da adoção de uma UCDS de referência foi estimado em R\$ 232 mil anuais, além dos R\$ 469 mil em investimento inicial. Ou seja, a alternativa economicamente mais barata é a transferência

dos dejetos para outras áreas próximas para que sejam usados na qualidade de fertilizante agrícola.

Todavia, do ponto de vista ambiental, a alternativa de transferência dos dejetos para outras bacias apresenta algumas restrições. A primeira é necessidade de áreas agrícolas localizadas nas bacias próximas à BHLF em condições de aproveitar esse dejetos como fertilizante, aspecto esse de fundamental importância e que não foi analisado no âmbito do presente trabalho, mas que, considerando-se a relação entre o plantel de suínos e a área de lavoura temporária do município de Concórdia, não é a alternativa tecnológica mais recomendável, pois se constata que a concentração da produção não é um fenômeno exclusivo da SBHFL, mas sim de todo município, embora com menor intensidade. Além disso, no presente trabalho não consideramos o aporte de outras fontes de fósforo presente na bacia, tais como aquele proveniente das ejeções de aves de corte e de bovinos, duas atividades que são muito expressivas na bacia, bem como do nutriente mineral adquirido para a complementação da fertilização das áreas de lavoura.

Por sua vez, a adoção da UCDS possui alguns benefícios adicionais, tais como: melhor qualidade fertilizante do adubo orgânico, redução dos riscos de lixiviação do nitrogênio e menor problema com o odor (Oliveira; Higashihara, 2006). Além disso, em que pese o valor da UCDS ser mais elevado do que a exportação dos dejetos líquidos para outras bacias por meio de caminhões-tanque, deve-se considerar que esses custos podem ser parcialmente compensados pela possibilidade dos ingressos obtidos pela venda do composto produzido na UCDS.

Nos últimos anos, a adoção do sistema de tratamento dos dejetos por meio de unidades de compostagem tem se ampliado na região, constituindo-se na alternativa preferencial pelos produtores que desejam aumentar a criação de suínos, mas que não possuem área agrícola própria ou de terceiros para que possam efetuar o seu aproveitamento como biofertilizante. Todavia, a alternativa do tratamento dos dejetos não se amplia ainda mais haja vista a existência de subsídios públicos para o transporte dos dejetos como fertilizante orgânico, aspecto esse que desestimula a adoção dessa alternativa considerada ambientalmente mais adequada.

Conclusões

No presente estudo, o valor monetário do controle da poluição pelos dejetos suínos na SBHLF foi estimado como equivalente aos custos de controle da poluição (método de custos de controle), o qual representa um valor aproximado anual de R\$ 232.000 considerando-se a tecnologia denominada por Unidade de Compostagem de Dejetos Suínos (UCDS). Esse sistema de tratamento foi selecionado por ter sido considerado aquele que apresenta melhor custo-efetivo no controle da poluição, ou seja, aquele padrão de controle da poluição ambientalmente sustentável e de menor custo social.

O processo de internalização dos custos ambientais visa incorporar nas empresas e cadeias produtivas a questão dos impactos ambientais de seus processos de produção os quais, normalmente, são desconsiderados. Embora sendo uma tarefa complexa, aprofundar os estudos sobre esse aspecto da produção de suínos constitui-se uma tarefa urgente e de grande importância para o avanço da gestão ambiental nesta cadeia.

Referências

- BARROS, E. C.; NICOLOSO, R. OLIVEIRA, P. A. V.; CORRÊA, J. C. **Potencial agrônomo dos dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 52 p. Cartilha.
- BRASIL, D. M. **Apontamentos sobre o valor do prejuízo ecológico**: alguns parâmetros da suinocultura em Braço do Norte. 2002. 233 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- DREHER, D. H. **Gestão dos Dejetos Líquidos de Suínos (DLS) em Sub-bacia Hidrográfica no Município de Concórdia**. Concórdia: Universidade do Contestado, 2017.
- FONSECA, R. A.; LIMA, A. B.; REZENDE, J. L. P. de. Métodos de valoração dos bens e serviços ambientais: uma contribuição para o desenvolvimento regional sustentável. In: CONGRESSO INTERNACIONAL GOVERNO, GESTÃO E PROFISSIONALIZAÇÃO EM ÂMBITO LOCAL FRENTE AOS GRANDES DESAFIOS DE NOSSO TEMPO, 3., 2013, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: FJP, 2013. p. 13-14.
- GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2007.
- MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R. REYDON, B. P. **Valoração de recursos ambientais: metodologias e recomendações**. Texto para discussão. Campinas, março de 2004. Disponível em: <<http://www.eco.unicamp.br/publicações/textos>>. Acesso em: 7 ago. 2019.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

MOTTA, R. S. da. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997. 254 p. Disponível em: <<http://www.terrabilis.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-para-valoracao-economica-de-recursos-ambientais.pdf>>. Acesso em: 6 maio 2020.

OLIVEIRA, P. A. V. de HIGARASHI, M. M. **Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006.

OLIVEIRA, P. A. V. de; BARROS, E. C.; SANTOS FILHO, J. I. dos; SCHELL, D. R.; TURMINA, L. P. **Dimensionamento de unidade de compostagem automatizada para tratamento dos dejetos suínos**. 2. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2017. 36 p. 1. Cartilha. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/172771/1/Cartilha-2-Edicao1.pdf>>. Acesso em: 17 dez. 2019.

PALHARES, J. C. P.; MIRANDA, C. R. de. Gestão ambiental da propriedade suinícola. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. Cap. 12.

PORTUGAL, N. dos S.; PORTUGAL JÚNIOR, P. dos S.; SANTOS, A. C. dos; PAIVA, L. R. Contribuições da logística reversa ao método de valoração ambiental dos custos evitados: um estudo de caso em uma indústria de autopeças. In: SIMPÓSIO DE EXCELENCIA EM GESTÃO E TECNOLOGIA, 9., 2012, Resende. **Anais...** Resende: Aedb, 2012. p. 15 - 15. Disponível em: <<https://www.aedb.br/seget/arquivos/artigos12/41621.pdf>>. Acesso em: 21 dez. 2019.

SANDI, A. J.; SANTOS FILHO, J. I. dos; MIELE, M.; MARTINS, F. M. Levantamento do custo de transporte e distribuição de dejetos de suínos: um estudo de caso das associações de produtores dos municípios do Alto Uruguai Catarinense. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 48., 2011, Belém. **Anais...** Belém: UFRA, 2011. 1 CD-ROM.

SANTOS FILHO, J. I. dos; OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M.; SULENTA, M.; HENN, J. D.; NICOLOSO, R. da S. Viabilidade econômica da unidade de compostagem de dejetos suínos. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 48., 2011, Belém. **Anais...** Belém: UFRA, 2011. 1 CD-ROM. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/53601/1/viabilidade-economica-da-unidade-de-compostagem.pdf>>. Acesso em: 18 dez. 2019.

SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos suínos como fertilizantes e seus riscos ambientais. In: SEGANFREDO, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007a. Cap. 6.

SEGANFREDO, M. A. (Ed.). **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007b.

SEGANFREDO, M. A. **Fósforo, cobre e zinco em solos submetidos à aplicação de dejetos animais: teores formas e indicadores ambientais**. 2013. 137 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

VARGAS, L. V.; MIRANDA, C. R. de; BERNARDO, E. L.; MONTICELLI, C. J. Transformações na sub-bacia do Lajeado Fragosos: panorama da suinocultura e serviços ecossistêmicos. In: SIMPÓSIO DA CIÊNCIA DO AGRONEGÓCIO, 6., 2018, Porto Alegre. **Serviços ecossistêmicos no agronegócio**. Porto Alegre: Faculdade de Agronomia, 2018. v. 1, p. 1 - 9. Disponível em: <<https://www.ufrgs.br/cienagro/wp-content/uploads/2018/10/Transforma%C3%A7%C3%B5es-na-Sub-Bacia-do-Lajeado-dos-Fragosos-panorama-da.pdf>>. Acesso em: 16 dez. 2019.

Apêndice

Destaques por capítulo

<p>Capítulo 1</p> <p><i>Diagnóstico socioeconômico e ambiental da sub-bacia hidrográfica do lageado Fragosos (SBHLF)</i></p>
<p>O município de Concórdia possui o maior rebanho suinícola do estado de Santa Catarina (451.714 cabeças); por sua vez, a SBHLF, com apenas 7,5% da área do município, concentra 20% do rebanho.</p>
<p>A forma predominante de destino dos dejetos suínos na SBHLF é o seu armazenamento na forma líquida, em esterqueiras, para posterior aplicação nas áreas agrícolas.</p>
<p>A pressão ambiental sobre o componente solo aumentou pois, no período de 1999 a 2016, o rebanho suinícola praticamente dobrou e a disponibilidade de área de lavouras temporárias para destinação dos dejetos foi reduzida à metade.</p>
<p>A avaliação da qualidade da água, realizada em seis propriedades, demonstrou que nenhuma delas atende integralmente os parâmetros legais para o seu consumo sem tratamento.</p>

Capítulo 2

Pressão ambiental da produção intensiva de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC)

Na área da MBHLC estão inseridos 25 imóveis rurais, onde o perfil fundiário é caracterizado basicamente por minifúndios, com média de 9,3 ha de área por estabelecimento.

O uso da terra na MBHLC é caracterizado pela predominância de áreas de floresta secundária (34,5%), seguida de pastagem naturalizada (20,7%), lavoura temporária (16,2%), áreas agrícolas não produtivas (11,6%), áreas de capoeira (5,3%), silvicultura (5,2%), ruas/acessos e servidões administrativas de uso público (3,7%), reflorestamento (2,1%) e cursos d'água (0,7%).

A principal atividade econômica é a suinocultura, com dez estabelecimentos produtores. O plantel animal é de 5.125 suínos em terminação e 792 matrizes, tendo toda produção desenvolvida no sistema de integração com agroindústrias regionais.

O manejo dos dejetos líquidos de suínos (DLS) é, em sua totalidade, na forma líquida, utilizado como fertilizante de solos, em especial nas áreas de lavoura temporária e pastagem naturalizada.

O balanço de nutrientes apresentou saldo positivo, indicando que a utilização de DLS excede as demandas de extração das culturas agrícolas e pastagem desenvolvidas na SBHLF.

Capítulo 3

Panorama da suinocultura e serviços ambientais de provisão na sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos

No período compreendido entre os anos de 1999 e 2016, constatou-se que o número total de suinocultores diminuiu de 106 para 56, ou seja, uma redução de 52,83%. No mesmo período, o rebanho suínola passou de aproximadamente 40 mil cabeças para mais de 80 mil.

Ocorreram também transformações no sistema de criação, reduzindo-se o número de estabelecimentos com o sistema de ciclo completo, sendo a expansão da urbanização no trecho superior da SBHLF o principal responsável.

A estimativa anual de dejetos suínos produzidos na área da SBHLF no ano de 1999 foi de aproximadamente 67 mil m³, passando para mais de 146 mil m³ no ano de 2016. No mesmo período, a área de lavoura temporária na SBHLF passou de 2.800 ha para menos de 900 ha, resultando em uma alteração da relação volume de dejetos por área de lavoura temporária de 23 m³/ha para 163 m³/ha.

O aumento em cerca de sete vezes da relação volume de dejetos por área de lavoura temporária alerta para os riscos que a prática da utilização excessiva e continuada dos DLS nas mesmas áreas pode representar no fornecimento de regulação (ciclagem de nutrientes) prestado pelos solos agrícolas.

Capítulo 4

Mapeamento participativo e por demanda de propriedades rurais em Santa Catarina

A intensificação crescente do uso das terras vem resultando em muitos problemas ambientais. Assim, os processos de planejamento de uso e manejo das terras ganham importância e relevância.

Existem muitas informações disponíveis de solos e de aptidão de uso das terras, geradas a partir de diferentes sistemas de avaliação e disponibilizadas em diversos relatórios e mapas. Sua visualização por meio de técnicas de geoprocessamento pode ser uma ferramenta poderosa no processo de planejamento local e regional, bem como a adequação das áreas à legislação ambiental.

As estratégias de planejamento de uso e manejo das terras deveriam ser formuladas de forma participativa e por demanda, evitando o risco de perda de foco e de prioridades, que gera frustração de expectativas.

Capítulo 5

Riscos ambientais associados ao uso de dejetos animais como fertilizantes e índices de solo para sua avaliação

O uso de dejetos animais constitui comprovadamente uma alternativa aos fertilizantes formulados no suprimento de nutrientes para culturas. Porém, avanços nos conhecimentos sobre a poluição difusa na agricultura demonstram a necessidade de que estes resíduos também sejam considerados como fatores de risco ambiental.

O fósforo é o elemento de maior preocupação ambiental relacionado ao uso dos DLS como fertilizantes, principalmente pela complexidade de sua dinâmica no ambiente e abrangência das perturbações causadas. Isso justifica a necessidade do monitoramento de sua evolução nos solos.

É importante que os DLS sejam utilizados em formas estabilizadas química e biologicamente, e sua aplicação seja condicionada a um plano de manejo de nutrientes, possibilitando, com isso, diminuir os riscos de acúmulo no solo e seu carreamento para os recursos hídricos.

Capítulo 6

O balanço de nutrientes como indicador de riscos ambientais no uso de dejetos animais como fertilizante no solo

A premissa de que o uso dos dejetos animais como fertilizante do solo é uma prática agrícola de baixo custo e inócua quanto aos riscos ambientais vem merecendo reavaliação face aos custos e aos casos de poluição difusas que se multiplicam.

Para que se possa avaliar as perspectivas de sustentabilidade do serviço ambiental de reciclagem de nutrientes, é imprescindível a disponibilidade de ferramentas confiáveis, de baixo custo e uso simplificado que possibilitem avaliar a capacidade suporte de uma área de produção animal, incluindo seus projetos de ampliação.

Uma alternativa exequível que atende essas premissas é o balanço de nutrientes disponíveis para uso como fertilizantes do solo com as quantidades de nutrientes potencialmente consumidos pelos sistemas de cultivo, conduzidos no âmbito de qualquer unidade geográfica de interesse (estabelecimento rural, bacia hidrográfica, município ou região).

A aplicação dessa metodologia em um estudo de caso realizado em uma unidade de produção típica da região oeste catarinense demonstrou excedentes de aproximadamente 66% a 79% para o N e 48% a 72% para o P, dependendo do tipo de cultivo utilizado.

Capítulo 7

Contribuição da fauna dos solos para os serviços ambientais

Os solos estão entre os ecossistemas mais complexos e diversos, e as transformações promovidas pela fauna edáfica, como a mineralização dos nutrientes contidos na matéria orgânica, são consideradas serviços ambientais.

Foi avaliado o impacto do uso intensivo de dejetos de suínos como fertilizante de solos agrícolas sobre atividade e alimentar da fauna de invertebrados do solo, uma vez que esse parâmetro se mostra sensível às perturbações no sistema edáfico.

No verão, as atividades alimentares médias nos tratamentos com DLS foram significativamente maiores que a média do tratamento controle. Entretanto, no inverno, não foram identificadas diferenças significativas entre os tratamentos.

É reforçada a necessidade de pesquisas para identificar as espécies da fauna edáfica envolvidas no estímulo da atividade alimentar decorrente da aplicação de DLS no solo, bem como avaliar as influências do tipo de solo e sazonalidade em relação aos serviços ambientais prestados por esses microrganismos.

Capítulo 8

Resultados do monitoramento hidrológico e da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos

A SBHLF possui vazão média anual na foz de cerca de 1,2 m³/s, onde se observa uma forte correlação entre as variáveis de precipitação e descarga líquida, com baixo tempo de concentração, na ordem de 3,8 h.

Foi realizada a calibração da curva-chave e o aprofundamento do entendimento da dinâmica do fósforo e do nitrogênio no âmbito da SBHLF.

Ao longo do período de monitoramento realizado, as concentrações de fósforo oscilaram entre 0,08 mg/L a 0,51 mg/L; em termos de carga anual, o total de nitrogênio exportado foi de 170,3 t e o de fósforo foi 10,9 t.

As informações sobre as características do curso d'água, por meio da curva de permanência, permitiu caracterizar que o comportamento do lajeado Fragosos apresenta um regime fortemente torrencial perene.

A análise da curva de permanência da vazão mostrou que essa pode ser uma boa ferramenta para avaliar o excedente de fósforo que está sendo exportado pela SBHLF, principalmente durante as ondas de cheias.

Capítulo 9

Diagnóstico ambiental do lajeado Clarimundo e lajeado Fagosos Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

Foi observada forte influência do uso e ocupação do solo nas propriedades rurais e áreas de entorno do reservatório sobre a qualidade da água.

Foram encontradas grandes variações temporais nas concentrações de N e P nos recursos hídricos da MBHLC e SBHLF.

As elevadas concentrações de nutrientes nos corpos d'água aumentam o risco de ocorrências de eutrofização em locais de menor dinâmica hídrica.

É apontada a necessidade de práticas conservacionistas nas propriedades, dimensionamento e manejo adequados dos dejetos da produção animal e manutenção da mata ciliar, visando buscar redução das cargas de nutrientes e patógenos carregados para o ambiente.

Capítulo 10

Diagnóstico ambiental do lajeado Clarimundo e lajeado Fagosos Composição, abundância e diversidade da comunidade fitoplanctônica

A composição, abundância e diversidade da comunidade fitoplanctônica da MBHLC apresenta risco potencial de ocorrência de episódios de florações de microalgas.

Há a necessidade de ações de mitigação e manejo adequado dos dejetos provenientes dos sistemas de produção confinada de animais.

Ressalta-se a importância e a relevância do monitoramento e diagnóstico dos recursos hídricos e da biodiversidade em locais de produção intensiva de animais.

Capítulo 11

Diagnóstico ambiental do lajeado Clarimundo e lajeado Fagosos Ocorrência de macroinvertebrados bentônicos

Foram observados baixos índices de diversidade e a dominância da ordem Diptera, grupo representante de organismos resistentes à poluição orgânica.

Baseados nos índices de avaliação dos macroinvertebrados bentônicos, foi observado comprometimento da qualidade das águas da MBHLC.

Capítulo 12

Avaliação da toxicidade celular e parâmetros reprodutivos do peixe Danio rerio

As concentrações de fosfato elevadas, avaliadas em experimentos laboratoriais, não comprometeram a biometria dos peixes, porém induziu ao aumento no peso dos ovários, com consequente aumento do Índice Gonadossômático (IGS).

Não foi comprovada ação mutagênica pelas elevadas concentrações de fosfato testadas nos animais expostos.

Capítulo 13

Parâmetros tróficos da qualidade da água e estrutura da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Itá, Alto Uruguai Catarinense

De uma forma geral, no reservatório da UHE Itá foram observadas baixas concentrações de nutrientes e aparente homogeneidade ambiental.

As variações climáticas sazonais são importantes *drivers* de mudanças para os parâmetros tróficos locais, tendo correlações positivas principalmente com os regimes pluviométricos.

Há correlação positiva entre concentração de nutrientes e abundância de fitoplâncton.

Há favorecimento de algumas espécies do fitoplâncton em detrimento de outras, com redução da diversidade, podendo resultar em episódios de eutrofização.

Capítulo 14

Estrutura conceitual para a análise ambiental da produção intensiva de animais

A estrutura conceitual empregada combina o modelo de causa e efeito, relações causais e serviços ambientais.

O quadro DPSIR mostra as relações de causa e efeito de um determinado ambiente, usando indicadores para a descrição e quantificação dos componentes individuais.

A aplicação da estrutura conceitual no âmbito da MBHLC possibilitou um mapeamento da complexa situação ambiental decorrente da atividade suínica, permitindo identificar os principais indicadores e relações que devem ser considerados em ações de proteção ou melhoria dos serviços ambientais e do bem-estar da população.

Capítulo 15

Modelagem hidrológica na sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos e avaliação numérica de cenários da mudança climática na vazão fluvial

As alterações climáticas podem gerar impactos significativos no ciclo hidrológico, aumentando a frequência de cheias, secas, erosão e impactando a qualidade das águas dos rios.

Para os cenários analisados, verificou-se uma tendência de diminuição das vazões no período simulado, que pode estar associada à redução de precipitação e ao aumento da evapotranspiração sob os efeitos dos Gases do Efeito Estufa (GEE).

A redução da vazão pode impactar negativamente a gestão dos recursos hídricos, gerando conflitos setoriais pelo uso da água e agravando o problema de escassez da água em bacias rurais.

Capítulo 16

Valoração ambiental através dos custos de controle para tratamento do excedente de dejetos - O caso da bacia do lajeado Fragosos

O levantamento dos custos ambientais da produção intensiva de suínos e sua internalização no processo decisório é uma tarefa complexa, porém é uma informação de grande importância para o avanço na gestão ambiental.

O valor monetário do controle da poluição pelos dejetos suínos na SBHLF foi estimado como equivalente aos custos de controle da poluição, o qual representa um valor aproximado anual de R\$ 295 mil, considerando-se o uso da tecnologia “Unidade de Compostagem de Dejetos Suínos (UCDS)”.

Impressão e acabamento
Gráfica Sul Oeste



Suínos e Aves

A presente obra congrega diversos resultados de pesquisa do projeto “Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais” e traz o conhecimento e experiência de quase 40 profissionais da Embrapa e de diversas instituições parceiras. Ao longo desta obra o leitor terá oportunidade de conhecer com detalhes os desafios e caminhos apontados por estes profissionais para a produção sustentável intensiva de animais, com foco na gestão de bacias hidrográficas e no fornecimento de serviços ambientais.

